

Forschungszentrum Karlsruhe
Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte
FZKA 5857

**Vergleich stofflicher und
energetischer Wege
zur Verwertung von
Bio- und Grünabfällen**

**– unter besonderer Berücksichtigung
der Verhältnisse in Baden-Württemberg**

Ch. Rösch

Institut für Technikfolgenabschätzung
und Systemanalyse

Dezember 1996



Forschungszentrum Karlsruhe

Technik und Umwelt

Wissenschaftliche Berichte

FZKA 5857

**Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur
Verwertung von Bio- und Grünabfällen**

**- unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse
in Baden-Württemberg***

Christine Rösch

Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse

*Von der Fakultät IV (Agrarwissenschaften II) der
Universität Hohenheim genehmigte Dissertation

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe

1996

**Als Manuskript gedruckt
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor**

**Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe**

**Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)**

ISSN 0947-8620

Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen unter besonderer Berücksichtigung der Verhältnisse in Baden-Württemberg

Kurzfassung

Mit welchen Verfahren nicht vermeidbare Bio- und Grünabfälle behandelt werden sollten, ist sowohl aus wissenschaftlicher als auch politischer Sicht eine interessante, nicht einfach zu beantwortende Frage. Wichtigster Grund hierfür ist, daß organikhaltige Abfälle nach 2005 nicht mehr deponiert werden dürfen. Viele Kommunen stehen deshalb vor der Notwendigkeit, eine Entscheidung über die zukünftige Art der Behandlung organischer Abfälle zu treffen, die mit teilweise sehr hohen Investitionen verbunden ist. Auf der Basis eines systemanalytischen Vergleichs verschiedener stofflicher und energetischer Behandlungswege für Bio- und Grünabfälle entwickelt die vorliegende Arbeit hilfreiche Entscheidungshilfen für Politik, Verwaltung und Wirtschaft. Die verglichenen Verfahren sind die Garten-, Flächen-, Pflanzenabfall- und Bioabfallkompostierung, die Bioabfallvergärung und die energetische Nutzung von pflanzlichen Abfall- und Reststoffen in Biobrennstoffanlagen.

Die verfahrenstechnische Eignung, die Kosten und die Umweltbewertung der Behandlungsoptionen sind von der Zusammensetzung und Menge der zu behandelnden Abfallfraktionen abhängig. Die erforderlichen Daten über Herkunft, Menge und regionale Verteilung des organischen Abfallaufkommens werden beispielhaft für Baden-Württemberg dargestellt. Durch die Feinauflösung auf Kreisebene werden die Unterschiede beim Abfallaufkommen sichtbar und die Ergebnisse einfacher auf andere Regionen ähnlichen Zuschnitts übertragbar. Den Mengenabschätzungen folgen Ausarbeitungen zu den verfahrensspezifischen Abfall- oder Biobrennstoffersfassungssystemen, zur verfahrenstechnischen Eignung der einzelnen Verfahren und zu den damit verbundenen Erfassungs- und Behandlungskosten sowie Umwelteinflüssen.

Abschließende Aussagen über die ökologischen Aspekte der Verfahren sind ohne Bewertungshilfen nicht möglich, da die einzelnen Behandlungsverfahren sowohl Umweltvorteile als auch Umweltnachteile besitzen. Zur besseren Beurteilung von Umweltaspekten werden auf der Basis quantitativ oder qualitativ gewichteter Kriterien verschiedene Bewertungshilfen für zehn wichtige umweltrelevante Merkmale ausgearbeitet. Der Flächenverbrauch, die Abwasser-, Geruchs- und Keimbelastung sowie die Nährstoffgehalte und der verfahrensspezifische Beitrag zur Verringerung der CO₂-Emissionen werden auf der Basis des Vermeidungskostenansatzes bewertet. Das Torfsubstitutionspotential und die Umweltbelastungen durch orga-

nische Schadstoffe und Schwermetalle werden einer vergleichenden qualitativen Gewichtung unterzogen.

In der Gesamtbewertung stellt sich die energetische Nutzung in Biobrennstoffanlagen als das aus Kosten- und Umweltgründen zu bevorzugende Behandlungsverfahren für Grünabfälle mit hohen TS-Gehalten dar. Dies wird im wesentlichen bedingt durch die volkswirtschaftlich kostengünstige Netto-CO₂-Einsparung und die Verringerung der ubiquitären Umweltbelastung durch organische Schadstoffe und Schwermetalle. Die Präferenzen zur Behandlung von strukturschwachen, feuchten Bio- und Grünabfällen sind komplexer. In der Arbeit werden anhand der verfahrenstechnischen Eignung, der Kosten und der Bewertungshilfen für umweltrelevante Aspekte Behandlungsempfehlungen für verschiedene Abfallfraktionen abgeleitet.

Intercomparison of Approaches to Biowaste and Green Waste Utilization for Material and Energy Production with Particular Consideration of the Situation in Baden-Württemberg

Abstract

It is of interest to know the methods which should be applied to treat unavoidable biowaste and green waste, but this question cannot be answered easily both from the scientific and political points of view. The most important reason of dealing with this problem is that after the year 2005 wastes containing organic matter can no longer be deposited in a dump. So, many municipalities are facing the necessity of reaching a decision about the future treatment of organic wastes which is associated with very high capital investments in a number of cases. In this work helpful tools will be developed for decision making in policy, administration and economy, starting from systems analytical comparison of different approaches of biowaste and green waste treatment with a view to material and energy production. The methods included in the comparison are composting in the backyard, on agricultural fields, in special plants treating only green waste or biowaste and green waste, biowaste treating in biofermentation plants as well as the utilization of green waste and crop residues as biofuel in biomass power plants.

The suitability in terms of process engineering, the costs and the assessment under environmental aspects of the options of treatment depend on the compositions and amounts of waste fractions to be treated. The necessary information on origin, amount and regional distribution

of organic waste arisings will be described by the example of Baden-Württemberg. Thanks to fine resolution at district level, the differences in waste arisings become evident and the results can be transferred more conveniently to other comparable regions of similar size and structure. Indication of the estimated amounts is followed by deriving conclusions on the process specific waste or biofuel acquisition systems, the suitability of the individual methods in terms of process engineering, and the related costs of acquisition and treatment as well as on environmental influences.

Conclusions regarding the ecological aspects of the methods cannot be made without assessment tools because the individual methods of treatment imply both advantages and disadvantages with a view to the environment. To be able to better judge environmental aspects, a number of assessment tools for ten important features relating to the environment will be elaborated taking into account criteria involving quantitative as well as qualitative weighting. Land consumption, sewage loading, affliction by odor, bacterial load as well as the nutrient content and the process specific contribution to reducing CO₂ emissions are evaluated on the basis of an estimate of costs of avoidance. The peat substitution potential and environmental pollution by organic pollutants and heavy metals are subjected to comparative qualitative weighting.

In the general assessment utilization in biomass power plants for energy production is found to be the preferred method of treatment of green wastes with high contents of dry matter. This is due mainly to the economically advantageous net savings in CO₂ and the reduction of the ubiquitous environmental impact through organic pollutants and heavy metals. The preferred methods of treating low-structured humid biowaste and green waste are more complex. The suitability in terms of process engineering, the costs incurred and the tools of assessment serve to derive methods of treatment recommended for various fractions under environmental aspects.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	i
Verzeichnis der Tabellen	iv
Verzeichnis der Abbildungen	vii
Verzeichnis der Abkürzungen	ix
1. Einleitung und Zielsetzung	1
2. Vorgehensweise	2
3. Abfall- und Reststoffaufkommen	5
3.1 Küchen- und Gartenabfälle	8
3.2 Organische und holzartige Gewerbeabfälle	17
3.3 Kommunale Pflanzenabfälle	18
3.4 Pflegeabfälle von Straßenbegleitflächen	23
3.5 Pflegeabfälle von Gewässerbegleitflächen	28
3.6 Pflanzliche Abfälle aus der Naturschutzpflege	29
3.7 Pflanzliche Abfälle und Reststoffe aus der Landwirtschaft	34
3.8 Pflege- und Nutzungsrückstände aus der Waldbewirtschaftung	38
3.9 Gesamtaufkommen an pflanzlichen Abfällen und Reststoffen	41
4. Abfall- und Reststoffzusammensetzung	50
4.1 Trockensubstanzgehalt	51
4.2 C/N-Verhältnis	54
4.3 Nährstoff- und Salzgehalt	56
4.4 Schadstoffbelastung	60
4.5 Verfahrenstechnische Eignung	64

5.	Abfallerfassung und Biobrennstoffbereitstellung	68
5.1	Sammlung von Grünabfällen	68
5.2	Erfassung von Bioabfällen	71
5.3	Bereitstellung von Biobrennstoffen	78
6.	Behandlungswege	80
6.1	Garten-, Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung	81
6.1.1	Technik und Leistungsfähigkeit	82
6.1.2	Behandlungskosten	85
6.1.3	Umweltrelevante Aspekte	90
6.2	Bioabfallkompostierung	94
6.2.1	Technik und Leistungsfähigkeit	94
6.2.2	Behandlungskosten	100
6.2.3	Umweltrelevante Aspekte	104
6.3	Bioabfallvergärung	110
6.3.1	Technische Angaben	110
6.3.2	Behandlungskosten und Erlöse	113
6.3.3	Umweltrelevante Aspekte	116
6.4	Absatz- und Erlöschancen für Kompost	118
6.4.1	Substitution von Torf	120
6.4.2	Bodenmelioration und Rekultivierung devastierter Flächen	122
6.4.3	Landwirtschaftliche Kompostverwertung	125
6.4.4	Komposterlöse	131
6.5	Biobrennstoffanlagen	134
6.5.1	Technische Angaben	135
6.5.2	Behandlungskosten und Erlöse	138
6.5.3	Umweltrelevante Aspekte	141
6.6	Vergleich der Behandlungswege	149

7.	Bewertung umweltrelevanter Aspekte	153
7.1	Bewertungsansätze und -methoden	153
7.2	Vorgehensweise	158
7.3	Energieverbrauch und Klimagasemissionen	161
7.4	Torfsubstitution	164
7.5	Flächenbedarf	166
7.6	Human- und ökotoxikologische wirksame organische Schadstoffe	173
7.6.1	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	174
7.6.2	Polychlorierte Biphenyle	178
7.6.3	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane	182
7.7	Schwermetalle	189
7.7.1	Qualitätsziele für Kompost	193
7.7.2	Human- und ökotoxikologische Wirkung	197
7.7.3	Hintergrundbelastung der Böden	199
7.7.4	Zusätzliche Schwermetalleinträge	202
7.7.5	Schwermetallentzüge und -austräge	215
7.7.6	Qualitätsziele für den Boden	216
7.8	Nährstoffe	220
7.9	Abwasserbelastung	225
7.10	Geruchs- und Keimemissionen	229
7.11	Zusammenfassende Aussagen zur Bewertung aus ökologischer Sicht	232
8.	Zusammenfassung der Ergebnisse	242
9.	Literaturverzeichnis	252

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1:	Gegenwärtiges Aufkommen an Grünabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	7
Tab. 2:	Aufkommen und erfaßbare Menge an Gartenabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	11
Tab. 3:	Gegenwärtiges Aufkommen an gewerblichen Organik- und Holzabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	19
Tab. 4:	Aufkommen und erfaßbare Menge an strukturschwachen kommunalen Grün- und Friedhofsabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	20
Tab. 5:	Aufkommen und erfaßbare Menge an strukturschwachen Grünabfällen aus der Straßenbegleitflächenpflege in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	25
Tab. 6:	Aufkommen an strukturschwachen Pflegerückständen aus der Naturschutz- und Biotoppflege in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	31
Tab. 7:	Gegenwärtiges Aufkommen und verfügbare Menge an Stroh in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	37
Tab. 8:	Aufkommen an holzigen Rückständen aus der Bestandespflege und Endnutzung des Wirtschaftswaldes in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	40
Tab. 9:	Überblick über das Aufkommen und die erfaßbaren Mengen an Bio- und Grünabfällen bzw. land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen in Baden-Württemberg	42
Tab. 10:	Trockensubstanz-, Organik-, Salz-, Nährstoff- und Schwermetallgehalt von Bio- und Grünabfällen und pflanzlichen Pflegerückständen	53
Tab. 11:	Trockensubstanz-, Organik-, Nährstoff- und Schwermetallgehalt von pflanzlichen Abfällen und Reststoffen	54
Tab. 12:	Organische Schadstoffgehalte von verschiedenen Abfallarten und Reststoffen	62
Tab. 13:	Technische Eignung der Abfallarten und Reststoffe für verschiedene Behandlungswege	65
Tab. 14:	Wertgebende und wertmindernde Inhaltsstoffe der verschiedenen Abfallarten und Reststoffe	67
Tab. 15:	Erfaßbare Bio- und Grünabfallmengen in Abhängigkeit vom Behandlungsverfahren	69
Tab. 16:	Spezifische Kosten der Bereitstellung von Sammelgefäßbehältern in Abhängigkeit vom Behältervolumen	72
Tab. 17:	Kosten der getrennten Erfassung von Bioabfall bei unterschiedlichen Abfuhrintervallen und SGB-Volumina im Fullservice	74
Tab. 18:	Kosten der getrennten Erfassung von Bioabfall bei unterschiedlichen Abfuhrintervallen und SGB-Volumina im Teilservice	75
Tab. 19:	Kosten der Zerkleinerung von Grünabfällen und Reststoffen	87
Tab. 20:	Spezifische Behandlungskosten von Pflanzenabfallkompostierungsanlagen	89

Tab. 21:	Kosten der Pflanzenabfallkompostierung	90
Tab. 22:	Technisch-ökonomische und umweltrelevante Merkmale von Bioabfallkompostierungsverfahren	97
Tab. 23:	Investitionsbedarf und Behandlungskosten von Bioabfallkompostierungsanlagen	102
Tab. 24:	Behandlungskosten von gekapselten Bioabfallkompostierungsanlagen	103
Tab. 25:	Abwassermengen und organische Belastung des Abwassers aus Kompostierungsanlagen	105
Tab. 26:	Klimarelevante Emissionen bei offener Bioabfallkompostierung	109
Tab. 27:	Methanerträge von verschiedenen Grünabfällen und Reststoffen	113
Tab. 28:	Technisch-ökonomische und umweltrelevante Kenngrößen von Trockenfermentationsanlagen	114
Tab. 29:	Behandlungskosten von Trockenfermentationsanlagen	115
Tab. 30:	Vergleich der Eigenschaften von Hochmoortorf und Bioabfallkompost	121
Tab. 31:	Einsatzgebiete und anwendbare Kompostmengen im Garten- und Landschaftsbau	123
Tab. 32:	Nährstoffgehalte von Komposten	126
Tab. 33:	Kosten der Kompostausbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen	129
Tab. 34:	Beispiele für Substitutionswerte bei der energetischen Nutzung von Landschaftspflegeheu in Biobrennstoffanlagen	139
Tab. 35:	Organische und anorganische Emissionsgrenzwerte für Energieerzeugungsanlagen	142
Tab. 36:	Dioxinmissionen bei der Holzverbrennung	144
Tab. 37:	Nährstoff- und Düngerwert von Aschen aus Biobrennstoffanlagen	147
Tab. 38:	Schwermetallgehalte von Aschen aus Biobrennstoffanlagen und maximale Beaufschlagungsmenge	147
Tab. 39:	Organische Schadstoffgehalte von Aschen aus Biobrennstoffanlagen und maximale Beaufschlagungsmenge	148
Tab. 40:	Vergleich der verfahrensspezifischen, technisch-ökonomischen und umweltrelevanten Kenngrößen	150
Tab. 41:	CO ₂ -Einsparung als Folge der Substitution mineralischer Nährstoffe durch Kompost, Holz und Grünhäcksel oder Mischasche	162
Tab. 42:	Kosten der CO ₂ -Freisetzung bzw. Wert der CO ₂ -Einsparung	163
Tab. 43:	Anlagespezifische Kosten des Flächenverbrauchs	168
Tab. 44:	Flächenbedarf zur Kompostausbringung in Baden-Württemberg	169
Tab. 45:	Flächenbedarf zur Unterbringung von Kompost und Klärschlamm in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	171
Tab. 46:	Nährstoffbedingter Bedarf an Gartennutzfläche zur Kompostverwertung	172
Tab. 47:	PAK-Gehalte von pflanzlichen Abfällen und Kompost	175
Tab. 48:	PAK-Gehalte in Böden und PAK-Sanierungswerte für unterschiedliche Flächennutzungen	176
Tab. 49:	Benzo(a)pyren-Gehalte in Böden und BaP-Bodenrichtwerte für unterschiedliche Flächennutzungen	177
Tab. 50:	PCB-Gehalte von pflanzlichen Abfällen bzw. Kompost und Orientierungswerte	179

Tab. 51:	PCB-Gehalte in Böden und PCB-Richtwerte	181
Tab. 52:	Dioxingehalte von pflanzlichen Abfällen bzw. Kompost und Dioxinrichtwerte	183
Tab. 53:	Dioxingehalte in Böden und Dioxinrichtwerte	186
Tab. 54:	Gegenwärtige und zukünftig erwartbare Dioxinfrachten in Baden-Württemberg	188
Tab. 55:	Schwermetallgehalte von Grünabfällen, Gartenkomposten und speziellen Grünabfallkomposten	189
Tab. 56:	Schwermetallgehalte von Pflanzen-, Bioabfall- und Fermentationskompost	191
Tab. 57:	Richtwerte und Güteempfehlungen zur Schwermetallbelastung von Kompost	194
Tab. 58:	Transferfaktoren für Schwermetalle und kritische Gehalte in Pflanzen und im Tierfutter	198
Tab. 59:	Mittlere Schwermetallgehalte von Pflanzenarten bzw. Pflanzenteilen	198
Tab. 60:	Schwermetallgehalte von Gesteinen und Böden	200
Tab. 61:	Schwermetalldepositionen aus der Atmosphäre	202
Tab. 62:	Schwermetallgehalte im Schälgut straßenbegleitender Bankette	203
Tab. 63:	Schwermetallgehalte von Gartenböden	205
Tab. 64:	Schwermetallgehalte von Torfen, Substraten, Blumenerden und organischen Düngemitteln	206
Tab. 65:	Schwermetallgehalte von Böden unter Sonderkulturflächen und von klärschlammgedüngten Böden	207
Tab. 66:	Nähr- und Schadstoffgehalte landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme	208
Tab. 67:	Schwermetallgehalte mineralischer Nährstoffdünger	209
Tab. 68:	Schwermetallfracht mineralischer Düngemittel in Baden-Württemberg	210
Tab. 69:	Schwermetallgehalte organischer Düngemittel	211
Tab. 70:	Flächenspezifischer Schwermetalleintrag bei verschiedenen Düngungsformen	213
Tab. 71:	Schwermetallgehalte von Kalkdüngern und Biomasseasche	214
Tab. 72:	Flächenspezifische Schwermetallentzüge über die Ernte	215
Tab. 73:	Schwermetallaustrag über das Sickerwasser	216
Tab. 74:	Grenzwerte und Einbau-, Prüf- bzw. Eingreifwerte für Schwermetallgehalte in Böden	218
Tab. 75:	Beaufschlagungsdauer bis zum Erreichen der Bodengrenzwerte für Schwermetalle	220
Tab. 76:	Abwasserbelastungen aus Kompostierungsanlagen und Grenzwerte für Abwasserbelastungen	229
Tab. 77:	Zusammenfassende Darstellung von Umweltaspekten	235
Tab. 78:	Aufkommen und erfassbare Menge an Bio- und Grünabfällen in Baden-Württemberg	243
Tab. 79:	Vergleich der verfahrensspezifischen Behandlungskosten	247

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1:	Aufkommen und erfaßbare Menge an Küchenabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	9
Abb. 2:	Aufkommen an holzhaltigen Gartenabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	16
Abb. 3:	Aufkommen und erfaßbare Menge an strukturschwachen bzw. holzhaltigen kommunalen Grün- und Friedhofsabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	22
Abb. 4:	Aufkommen und erfaßbare Menge an holzhaltigen Rückständen aus der Straßenbegleitflächenpflege in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	27
Abb. 5:	Aufkommen an holzhaltigen Pflegerückständen aus dem Sonderkulturanbau in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	35
Abb. 6:	Anteile der einzelnen Abfallarten am Bio- und Grünabfallaufkommen der Stadt- und Landkreise Baden-Württembergs	43
Abb. 7:	Gesamtumfang des Aufkommens und der erfaßbaren Menge an strukturschwachen Bio- und Grünabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	45
Abb. 8:	Gesamtaufkommen an strukturschwachen Bio- und Grünabfällen und verfügbarem Stroh in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	46
Abb. 9:	Gesamtumfang des Aufkommens und der erfaßbaren Menge an holzhaltigen Pflegerückständen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	48
Abb. 10:	Gesamtaufkommen an Holzabfällen und Waldrestholz in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs	49
Abb. 11:	Leitfähigkeit verschiedener Abfallfraktionen (nach KROGMANN 1994)	58
Abb. 12:	Stickstoff-, Schwefel-, Chlor- und Kaliumgehalte von Landschaftspflegeheu und Stroh (nach KASPAR und HAHN 1995)	59
Abb. 13:	Mittlere Asche- und Nährstoffgehalte von im Frühjahr geschnittenem, überwintertem Gras (nach HADDERS 1995)	60
Abb. 14:	Kosten der Bioabfallerrfassung bei 14tägigen Abfuhrintervallen im Teilservice in Abhängigkeit von der Siedlungsdichte (nach INTECUS 1993)	76
Abb. 15:	Erfaßbare Mengen an Bio- und Grünabfällen in Abhängigkeit vom verfahrensspezifischen Erfassungssystem	77
Abb. 16:	Geruchsemissionen in Abhängigkeit von der Abfallart (nach FRECHEN und KETTERN 1995)	106
Abb. 17:	Klimagasemissionen aus der offenen Mietenkompostierung	108
Abb. 18:	Gegenwärtige und zukünftige Kompostierungskapazitäten in den einzelnen Bundesländern	119
Abb. 19:	Wert der gesamten und pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Kompost	128
Abb. 20:	Komposteinsatz in Prozent vom Gesamtabatz	131
Abb. 21:	Struktur des Marktpotentials für Komposte nach Komposterlöse	133

Abb. 22:	Elementgehalte der Asche in Prozent vom Elementgehalt des Biobrennstoffs	146
Abb. 23:	Schwermetallbelastung von Grünabfall und Kompost	193
Abb. 24:	Schwermetallgehalte von Pflanzenabfallkompost (s. Tab. 56) in Prozent der Orientierungswerte des baden-württembergischen Kompostierungserlasses	195
Abb. 25:	Schwermetallgehalte von Bioabfallkompost (s. Tab. 56) in Prozent der Orientierungswerte des baden-württembergischen Kompostierungserlasses	196
Abb. 26:	Prozentualer Anteil verschiedener Schwermetallquellen am Schwermetalleintrag in die landwirtschaftlich genutzte Fläche Baden-Württembergs	212
Abb. 27:	Wert der gesamten bzw. pflanzenverfügbaren Nährstoffe in pflanzlichen Abfällen, Kompost, Klärschlamm und Biomasseasche	221
Abb. 28:	Verfügbarer Nährstoffanteil von Kompost, Biomasseasche und Klärschlamm in Prozent des mittleren Nährstoffbedarfs von Getreide	222
Abb. 29:	Substitutionspotential der Nährstoffe im Kompost und Klärschlamm, bezogen auf den Verbrauch an Mineral- und Wirtschaftsdüngern in Baden-Württemberg	223

Verzeichnis der Abkürzungen

a	= Jahr
AB	= Autobahnen
AbfKlärV	= Abfall-Klärschlammverordnung
BaP	= Benzo(a)pyren
BGK	= Bundesgütegemeinschaft Kompost
BS	= Bundesstraßen
BWI	= Bundeswaldinventur
Cd-Äq.	= Cadmium-Äquivalente
C/N-Verhältnis	= Kohlenstoff zu Stickstoff-Verhältnis
CO ₂ -Äq.	= CO ₂ -Äquivalente
EW	= Einwohner
FM	= Frischmasse
GE	= Geruchseinheiten
ha	= Hektar
(EW·a)	= Einwohner und Jahr
i.d.TS	= in der Trockensubstanz
jato	= Jahrestonnen
KS	= Kreisstraßen
LAGA	= Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LK	= Landkreis
LS	= Landesstraßen
MEKAM	= Mehrkammer
MJ	= Megajoule
N	= Stickstoff
Nm ³	= Normkubikmeter
ND	= Naturdenkmale
NSG	= Naturschutzgebiete
OS	= Organische Substanz
OTS	= Organische Trockensubstanz
PAK	= Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	= Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	= Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
RB	= Regierungsbezirk
SGB	= Sammelgefäßbehälter
SK	= Stadtkreis
t	= Tonne
TASI	= Technische Anleitung Siedlungsabfall
TS	= Trockensubstanz
WWA	= Wasserwirtschaftsämlter

1. Einleitung und Zielsetzung

Die Deponierung pflanzlicher Pflegerückstände und organischer Haushaltsabfälle ist dafür verantwortlich, daß Deponien verschiedene Umweltbelastungen, z.B. durch schadstoffbelastetes Sickerwasser oder Methanemissionen, verursachen. Aufgrund dieser Erkenntnis ist seit der am 1. Juni 1993 in Kraft getretenen Technischen Anleitung Siedlungsabfall die Deponierung unbehandelter Bio- und Grünabfälle nur noch während einer Übergangszeit bis einschließlich 2005 zulässig (TASI 1993). Danach dürfen ausschließlich inertisierte und auslaugebeständige Restabfälle, deren Gehalt an organischer Substanz unter 5% Glühverlust liegt, in Deponien abgelagert werden. Um dieses Ziel zu erreichen, soll das Abfallaufkommen durch Vermeidungsmaßnahmen reduziert und nicht vermeidbare organische Abfälle stofflich oder energetisch verwertet werden. Die stoffliche Verwertung ist gemäß den Bestimmungen der TASI einer energetischen Behandlung vorzuziehen, wenn

- dies technisch möglich ist und der technische und ökonomische Mehraufwand gegenüber anderen Entsorgungsverfahren zumutbar ist sowie
- für die gewonnenen Sekundärprodukte ein Markt vorhanden ist oder geschaffen werden kann und sich die Verwertung insgesamt vorteilhafter auf die Umwelt auswirkt.

In dieser Arbeit soll der Frage nachgegangen werden, ob diese Forderungen durch die Kompostierung von Bio- und Grünabfällen, die in verschiedenen Mengen, Qualitäten und Bereichen anfallen, erfüllt werden können, oder ob bei gesamtheitlicher Betrachtungsweise eine energetische Behandlungsweise vorteilhafter wäre.

Die mikrobielle Umsetzung organischer Abfälle kann auf differenzierten Wegen, die sich sowohl aus technisch-ökonomischer Sicht als auch im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen voneinander unterscheiden, erfolgen. Zu den stofflichen Verfahren, die in dieser Arbeit einem systemanalytischen Vergleich unterzogen werden, gehören:

- die Gartenkompostierung,
- die Flächenkompostierung,
- die Pflanzenabfallkompostierung,
- die Bioabfallkompostierung und
- die Trockenfermentation.

Die Priorität der stofflichen Abfallbewertung vor einer Abfallverbrennung wird im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz dadurch erwirkt, daß eine Behandlung in Verbrennungsanlagen nur dann zulässig ist, wenn die Abfallstoffe als Energieträger eingesetzt werden. Man spricht von einer energetischen Nutzung, wenn

- der Heizwert der einzelnen, unvermischten Abfallart mindestens 11 MJ/kg beträgt und ein Feuerungswirkungsgrad von 75% erzielt wird sowie
- die entstehende Wärme selbst genutzt oder an Dritte abgegeben wird, und die im Rahmen der Verwertung anfallenden Abfälle möglichst ohne weitere Behandlung abgelagert werden können.

Eine Behandlung der Bio- und Grünabfälle in konventionellen Müllverbrennungsanlagen (MVA) oder in Schwelbrenn- bzw. Thermostelect-Anlagen ist mit einem hohen technisch-ökonomischen Aufwand zur Schadstoffrückhaltung und geringen Energieausbeuten verbunden. Diese Verfahren stellen deshalb keine in Frage kommenden Nutzungsalternativen zur stofflichen Verwertung von unbelasteten Grünabfällen dar und sollen im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter betrachtet werden. Statt dessen wird die energetische Nutzung von pflanzlichen Pfliegerückständen in sogenannten Biobrennstoffanlagen, die deutlich höhere Wirkungsgrade aufweisen als die MVA, als Behandlungsalternative zu den stofflichen Verfahren in den Verfahrensvergleich einbezogen.

2. Vorgehensweise

Am Anfang der Arbeit stehen Abschätzungen über die Grünabfallmengen, die in Privathaushalten gemischt mit Küchenabfällen (nachfolgend als Bioabfälle bezeichnet) oder bei verschiedenen Arten der Grünflächenpflege (nachfolgend als Grünabfälle bezeichnet) anfallen. Angaben über die unterschiedlichen Quantitäten und Qualitäten der zu behandelnden organischen Abfallfraktionen sind die Voraussetzung, um die verfahrenstechnische Eignung der einzelnen Behandlungsverfahren zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen beurteilen zu können.

Aussagen über regionale Unterschiede im Aufkommen und in der Zusammensetzung der zu behandelnden Bio- und Grünabfälle auf Bundesebene sind ohne Verluste in der Trennschärfe nicht möglich. Die potentielle Abfallmenge wird deshalb beispielhaft in einem Bundesland dargestellt, das unterschiedliche Naturräume, Flächennutzungsarten, Siedlungsstrukturen und Bevölkerungsdichten besitzt. Baden-Württemberg weist sowohl städtisch verdichte-

te als auch ländliche Gebiete auf und ist deshalb geeignet zur beispielhaften Abschätzung des Mengenaufkommens auf Kreisebene.

Die Auffächerung des Abfallaufkommens auf Kreisebene soll zeigen, wie groß die räumlichen Spannen im Mengenaufkommen sind und in welchen Gebieten vergleichsweise geringe bzw. große Abfallmengen zur Verwertung anstehen. Eine kreisbezogene Darstellungsweise bietet sich auch deshalb an, weil die Verantwortung für die Abfallerfassung und die Abfallentsorgung bei den Stadt- und Landkreisen liegt, und die Abfallbehandlung und Kompostverwertung aus Kosten- und Akzeptanzgründen möglichst nahe am Entstehungsort stattfinden sollte. Bei der Darstellung des Aufkommens an Bio- und Grünabfällen wird unterschieden zwischen der Aufkommensmenge und der erfassbaren Menge. Als erfassbare Mengen werden in dieser Arbeit die gegenwärtig bereits erfassten oder mit derzeit verfügbaren organisationstechnischen Maßnahmen zu erfassenden Bio- und Grünabfälle bezeichnet. Die Abschätzungen zum Abfallaufkommen werden durch Angaben zum verfügbaren Aufkommen an land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen ergänzt, da bei der energetischen Nutzung von Landschaftspflegerückständen eine Zumischung land- oder forstwirtschaftlicher Reststoffe aus logistischen und verbrennungstechnischen Gründen interessant sein könnte.

Die chemisch-physikalische Zusammensetzung der Bio- und Grünabfälle oder Reststoffe wird in einem eigenen Kapitel der Arbeit dargestellt, weil sie wichtig ist, um zu beurteilen, ob eine stoffliche oder energetische Behandlung technisch möglich oder ob eine zusätzliche Konditionierung erforderlich ist. Zu den wichtigsten Kenngrößen hierbei gehören der Trockensubstanzgehalt, das C/N-Verhältnis sowie der Nähr- und Schadstoffgehalt. Die wertgebenden und wertmindernden Inhaltsstoffe der Bio- und Grünabfälle werden größtenteils von naturgegebenen Faktoren, der Umweltbelastung und der Sorgfalt bei der Abfalltrennung bestimmt. Die Qualität der Organikabfälle im Hinblick auf die Fremdstoff- und Keimbelastung wird außerdem durch das Verfahren zur getrennten Erfassung der organischen Abfallfraktionen beeinflusst. Die organisatorischen und technischen Möglichkeiten zur Abfallsammlung und deren Kosten sowie der Zusammenhang zwischen der zu behandelnden Abfallmenge und deren Qualität vom Abfallerfassungssystem sind demzufolge ein wesentlicher Teil des Verfahrensvergleichs.

Die einzelnen Behandlungswege werden anhand der technisch-ökonomischen Kenngrößen und der umweltrelevanten Merkmale verglichen. Der Investitionsbedarf und die Behandlungskosten einschließlich der möglichen Erlöse über den Verkauf der erzeugten Produkte (Kompost, Wärme, Strom, Asche aus der Biomasseverbrennung) werden auf der Basis von Angaben aus der Literatur und Praxis ermittelt und durch eigene Kostenabschätzungen ergänzt. Zur ökologischen Charakterisierung der Behandlungsverfahren werden der Flächen-

verbrauch, der Energiebedarf oder Energiegewinn, die Höhe der klimarelevanten Gasemissionen, die anfallende Abwassermenge und deren organische Belastung sowie die Geruchs- und Keimemissionen herangezogen.

Der Vergleich der verfahrensspezifischen Eigenschaften und Behandlungskosten gibt Auskunft darüber, welches Verfahren aus technisch-ökonomischer Sicht zu bevorzugen ist. Diese Aussage allein ist nicht ausreichend, um die Vorzüglichkeit der Behandlungswege für bestimmte Abfallarten zu benennen. Ein vorhandener technischer und finanzieller Mehraufwand könnte gerechtfertigt sein, wenn das teurere Behandlungsverfahren deutliche Umweltvorteile im Vergleich zu den kostengünstigeren Verfahren aufweisen würde.

Die Bewertung der Umweltauswirkungen wird anhand der wichtigsten Kenngrößen vorgenommen. Dazu gehören die Klimagasemissionen, das Torfschonungspotential, der Flächenbedarf, die human- und ökotoxikologisch wirksamen organischen Schadstoffe, die Schwermetalle, die Nährstoffe, die Abwasserbelastung sowie die Geruchs- und Keimemissionen. Eine zusammenfassende Aussage über eine verfahrensspezifische Präferenz aus ökologischer Sicht kann auf der Basis der erfaßten Kenngrößen nicht abgeleitet werden, da die Verfahren sowohl Umweltvorteile als auch Umweltnachteile aufweisen. Die Umweltaspekte werden deshalb einer eingehenden Bewertung unterzogen.

Die Bewertung der umweltrelevanten Veränderungen wird mit verschiedenen Bewertungshilfen durchgeführt, da es keine feststehende Methodik zur Bewertung von Bio- und Grünabfallbehandlungsverfahren gibt. Die für die einzelnen Umweltaspekte durchgeführten, qualitativen und zum Teil über Monetarisierungsverfahren quantifizierten Bewertungsergebnisse werden am Ende des Bewertungskapitels zusammengeführt. Die abschließende verbal-argumentative Bewertung der Behandlungsverfahren erfolgt wegen der unvermeidlichen Subjektivität der Abwägung zwischen verschiedenen Umweltveränderungen am Ende des Bewertungskapitels.

3. Abfall- und Reststoffaufkommen

Pflanzliche und nativ-derivative organische Abfälle und Reststoffe fallen bei zahlreichen privaten, gewerblichen und öffentlichen Arbeiten und Pflegetätigkeiten an. Die organischen Pflege- und Produktionsrückstände werden gemäß dem Abfallwirtschafts- und Kreislaufgesetz erst dann zu Abfällen, wenn sich der Besitzer oder Pflegebeauftragte ihrer entledigt, entledigen will oder muß. Die Entscheidung, ob die Pflege- und Nutzungsrückstände der öffentlichen Entsorgung angedient werden, hängt von deren Aufkommensmenge und Zusammensetzung, den Nutzungszielen und Ordnungsvorstellungen sowie den Kosten der Abfallbehandlung ab. Eine Abfallbehandlung ist zwingend, wenn die Abfälle aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Zusammensetzung in der Lage sind, gegenwärtig oder zukünftig das Wohl der Allgemeinheit zu gefährden und dieses Belastungsrisiko durch eine ordnungsgemäße Verwertung oder Beseitigung ausgeschlossen werden kann. Nachfolgend werden die aus abfall- und energiewirtschaftlicher Sicht wichtigsten organischen Abfall- und Reststoffarten, nach Eigentumsverhältnissen unterteilt, betrachtet. Zu ihnen gehören:

- Küchen- und Gartenabfall (Bioabfall) aus dem Siedlungsbereich,
- organikhaltiger Gewerbeabfall,
- kommunaler Pflanzenabfall,
- Grünabfall aus der Straßen- und Gewässerrandpflege,
- Aufwuchs von Naturschutzflächen und Biotopen und
- land- oder forstwirtschaftliche Pflegerückstände und Reststoffe.

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz enthält einen klaren Vorrang der Abfallvermeidung vor der Abfallverwertung, d.h. daß der beste Abfall immer noch der ist, der gar nicht erst anfällt. Gemäß der Pflanzenabfallverordnung ist in Baden-Württemberg die Vermeidung von Pflanzenabfällen durch natürliche Verrottung landwirtschaftlicher und gärtnerischer Pflanzenrückstände am Entstehungsort zulässig, sofern dabei keine Geruchsbelästigungen auftreten. Auch eine Verbrennung vor Ort ist erlaubt, wenn aufgrund des Mengenanfalls, ungünstiger Standort- und Klimabedingungen oder nutzungsbestimmter Notwendigkeiten diese nicht verrottet oder in den Boden eingearbeitet werden können (PFLANZENABFALLVERORDNUNG 1985).

Bei der Abschätzung des Aufkommens an pflanzlichen und anderen organischen Abfällen ist zu unterscheiden zwischen der potentiellen Aufkommensmenge, die unter anderem durch den Grünflächenumfang und das Nutzungs- und Pflegeziel bestimmt wird, und der erfassbaren Abfallmenge. Pflanzliche Abfälle, die bei der land- und forstwirtschaftlichen Produktion von Nahrungs-, Futter- und Rohstoffpflanzen anfallen, müssen nicht behandelt werden, da sie intern verwertet werden oder auf dem Feld zurückbleiben können. Die natürliche Zersetzung von Getreidestroh, Zuckerrübenblättern, Kartoffelkraut und anderen pflanzlichen Produktionsrückständen am Ort des Anfalls erscheint, da es sich hierbei um eine Abfallvermeidungsmaßnahme handelt, aus abfallwirtschaftlicher Sicht sinnvoll. Der Umfang an verfügbaren Strohmengen wird in diesem Kapitel dennoch abgeschätzt, weil überschüssiges Stroh unter veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen gemeinsam mit pflanzlichen Abfällen aus der Landschaftspflege energetisch genutzt werden könnte.

Seit dem Inkrafttreten des Landesabfallgesetzes 1990 sind die entsorgungspflichtigen Körperschaften Baden-Württembergs verpflichtet, jährliche Abfallbilanzen über Art, Menge und Herkunft der angefallenen Bio- und Grünabfälle sowie ihre Entsorgung zu erstellen. Das statistisch erfaßte Aufkommen an getrennt gesammelten und einer stofflichen Behandlung zugeführten Grünabfällen liegt derzeit bei 613.040 t FM/a bzw. rd. 60 kg FM/(EW·a) (s. Tab. 1). Die erfassbare Menge an Grünabfällen dürfte höher sein als in der Statistik ausgewiesen, da dort nur die an zentralen Sammel- und Behandlungsplätzen angelieferten Pflanzenabfälle, nicht aber die auf der Fläche verbleibenden oder nach Zerkleinerung als Mulchmaterial verwerteten Pflegerückstände ermittelt werden. Die derzeit in Baden-Württemberg pro Einwohner und Jahr (EW·a) erfaßte Menge an organischen Abfällen liegt, inklusive des Bioabfallaufkommens, bei ca. 77 kg FM/(EW·a) (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1995).

Das Aufkommen an Bioabfällen ist von rd. 57.290 t FM im Jahr 1992 auf 178.230 t FM im Jahr 1994 angestiegen, stellt aber mit rd. 22% an der gesamten Bio- und Grünabfallmenge nur einen kleinen Teil des Gesamtaufkommens dar (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1993a, 1994a, 1995). Die Mengendominanz der Grünabfälle ist darauf zurückzuführen, daß in Baden-Württemberg bislang nur in 17 von 44 Stadt- und Landkreisen eine flächendeckende und in weiteren 10 Kreisen eine auf einzelne Kommunen bzw. Stadtteile begrenzte Erfassung von Bioabfällen durchgeführt wird (BIENROTH et al. 1995). Die in vielen Kommunen geplante Einführung der Biotonne dürfte in den nächsten Jahren zu einem starken Anstieg des Bioabfallaufkommens aus dem privaten Siedlungsbereich führen.

Tab. 1: Gegenwärtiges Aufkommen an Grünabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	Gesamtes Grünabfallaufkommen (t FM/a)			Einwohnerspezifisches Grünabfallaufkommen (kg FM/(EW×a))		
	1992	1993	1994	1992	1993	1994
Biberach LK	1.944	2.441	2.380	11	14	14
Heidelberg SK	3.156	3.076	3.307	22	22	24
Freudenstadt LK	3.716	3.760	4.772	32	33	42
Freiburg SK	4.973	4.382	5.014	25	22	26
Schwäbisch Hall LK	2.794	4.634	5.305	16	27	31
Heidenheim LK	4.151	5.185	5.514	31	38	41
Ulm SK	5.200	6.030	6.500	46	53	57
Pforzheim SK	4.360	6.091	6.530	37	52	56
Mannheim SK	5.200	6.400	6.600	16	20	21
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	14.712	13.559	6.829	71	65	33
Tuttlingen LK	6.507	6.598	6.914	52	53	55
Main-Tauber-Kreis LK	5.608	5.126	7.070	42	39	54
Emmendingen LK	4.200	7.500	7.400	29	52	52
Lörrach LK	4.769	5.244	7.777	23	25	37
Tübingen LK	4.138	4.286	7.806	21	21	39
Hohenlohekreis LK	4.246	6.000	7.930	44	62	81
Waldshut LK	8.000	9.454	8.085	50	59	50
Zollernalbkreis LK	5.645	5.946	8.335	30	32	44
Calw LK	6.030	6.844	8.674	39	44	56
Heilbronn SK	13.690	14.211	10.467	113	117	86
Sigmaringen LK	8.986	11.005	10.561	72	88	84
Ortenaukreis LK	5.519	7.605	10.757	14	20	28
Böblingen LK	13.788	14.293	10.867	40	41	31
Bodenseekreis LK	10.029	11.282	11.255	53	59	59
Ostalbkreis LK	17.473	14.668	12.658	57	48	42
Karlsruhe SK	9.010	15.009	13.266	32	54	47
Ravensburg LK	17.894	13.771	13.570	70	54	53
Enzkreis LK	1.911	9.053	13.651	10	50	75
Konstanz LK	21.379	12.423	14.069	84	49	55
Neckar-Odenwald LK	7.451	11.300	15.030	52	79	105
Baden-Baden SK	14.900	15.567	16.121	282	295	305
Alb-Donau-Kreis LK	11.625	15.442	16.742	66	88	96
Stuttgart SK	21.000	17.273	16.896	35	29	28
Rastatt LK	5.253	20.055	18.806	25	95	89
Breisgau-Hochschwarzwald LK	10.984	11.070	19.930	49	49	89
Göppingen LK	12.742	17.854	20.828	51	71	83
Rems-Murr-Kreis LK	17.430	27.803	21.606	44	71	55
Rottweil LK	15.247	19.115	24.858	111	140	182
Reutlingen LK	9.312	14.878	25.292	35	56	95
Ludwigsburg LK	3.554	2.364	26.791	7	5	56
Rhein-Neckar LK	11.176	11.932	30.068	22	24	60
Karlsruhe LK	28.031	37.887	32.519	71	96	82
Heilbronn LK	27.338	28.011	34.406	95	97	120
Esslingen LK	26.200	43.300	49.284	53	88	100
Baden-Württemberg	441.271	529.727	613.040	43	52	60

Quelle: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1993a, 1994a, 1995

Wegen der lückenhaften und unsicheren Datenbasis über die tatsächlich anfallenden und erfassbaren Mengen an Bio- und Grünabfällen werden nachfolgend Potentialschätzungen zu den wichtigsten Aufkommensmengen gemacht. Soweit möglich, werden hierfür vorhandene Datenbestände genutzt, Literaturangaben ausgewertet und Analogieschlüsse gezogen. Bei der Naturschutzpflege oder der Gewässerrandunterhaltung wurden darüber hinaus eigene, schriftliche und mündliche Erhebungen durchgeführt, um Orientierungswerte für das Aufkommenspotential zu bekommen.

3.1 Küchen- und Gartenabfälle

Im Zusammenhang mit der anvisierten flächendeckenden Einführung der Bioabfallkompostierung wurden in den vergangenen Jahren verschiedene Untersuchungen zum Mengenaufkommen und zur Zusammensetzung organischer Abfälle aus privaten Haushalten durchgeführt. Dabei zeigte sich, daß die gegenwärtig erfassbare Menge an Grün- und Bioabfällen aus Privathaushaltungen abhängig ist von

- der Siedlungs- und Sozialstruktur des Sammelgebiets,
- der Teilnehmerquote,
- dem Behälter- und Abfuhrsystem sowie
- der Abfall- und Gebührensatzung.

In Wohngebieten mit Ein- und Zweifamilienhausstruktur sind die organischen Abfallmengen aufgrund des größeren Grünflächenanteils mit 110-180 kg FM/(EW·a) deutlich höher als in verdichtet bebauten Gebieten, wo das Bioabfallaufkommen zwischen rd. 50 und 70 kg FM/(EW·a) liegt (SCHEFFOLD 1990, FRICKE et al. 1990, HANGEN 1993). Verdorbene Lebensmittel, Reste aus der Nahrungszubereitung und andere Küchenabfälle machen mit rd. 50 kg FM/(EW·a) den Löwenanteil der in städtischen Bezirken anfallenden Bioabfälle aus. Die Menge an blumen- und erdartigen Organikabfällen aus dem Wohnungsbereich ist mit ca. 10-20 kg FM/(EW·a) deutlich geringer (SCHEFFOLD 1995). Das erfassbare Aufkommen an Küchenabfällen liegt in stark verdichteten Wohngebieten mit rd. 40 kg FM/(EW·a) unter und in ländlichen Regionen mit rd. 100 kg FM/(EW·a) über dem genannten Mittelwert (KERN 1989, SCHEFFOLD 1990, KROGMANN 1994).

Das personenspezifische Aufkommen an Küchenabfall wird vom Verhältnis externer zu häuslicher Nahrungsaufnahme und der Haushaltsgröße bestimmt. Aufgrund der größeren Anzahl an Singlehaushalten dürfte das potentielle Aufkommen an kompostierbaren Küchen

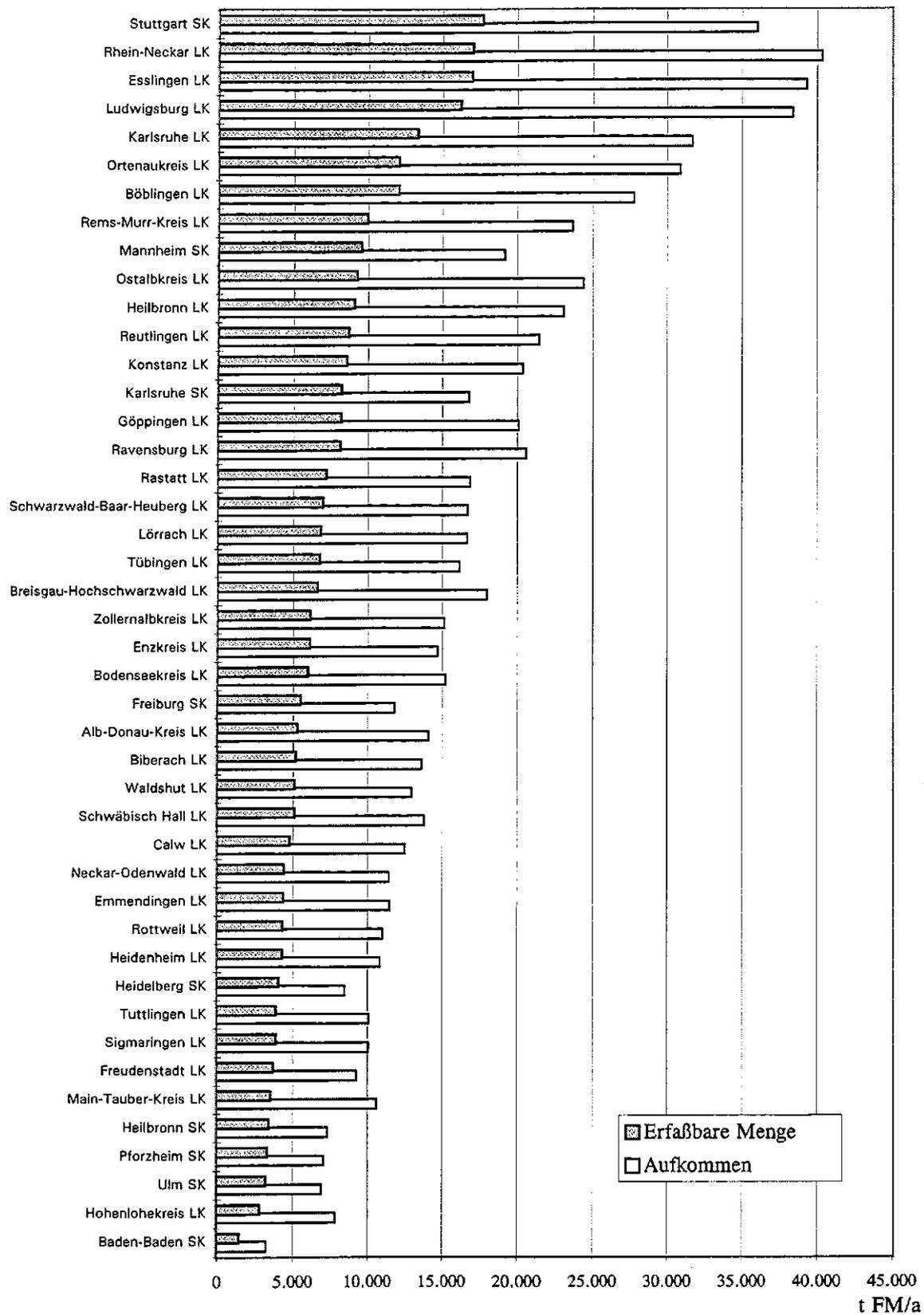


Abb. 1: Aufkommen und erfassbare Menge an Küchenabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

abfällen im städtischen Bereich geringer, in ländlichen Gebieten mit überwiegend Mehrpersonenhaushalten dagegen höher sein als das mittlere Küchenabfallaufkommen. Bei der Abschätzung des kreisspezifischen Abfallaufkommens wird aufgrund einer Grobauswertung der in Abbildung 1 dargestellten Daten davon ausgegangen, daß das Potential an Küchenabfällen in den Stadtkreisen bei rd. 60 kg FM/(EW·a) und in den Landkreisen bei rd. 80 kg FM/(EW·a) liegt. Im Stadtkreis Stuttgart und in den dicht bevölkerten Landkreisen Rhein-Neckar, Esslingen und Ludwigsburg fallen mit rd. 36.000 bis 40.000 t FM/a die höchsten Mengen an (s. Abb. 1). Insgesamt ergibt sich für Baden-Württemberg ein potentielles Aufkommen an Küchenabfällen von rd. 765.000 t FM pro Jahr.

Das Abfallaufkommen aus dem Garten, das eng korreliert ist mit der Grundstücks- bzw. Gartengröße, bewegt sich innerhalb einer weiten Spanne von 20-250 kg FM/(EW·a) (KETELSEN und DOEDENS 1992, GALLENKEMPER und DOEDENS 1993, KROGMANN 1994). Diese Spanne verringert sich auf 110-180 kg FM/(EW·a), wenn die niedrigsten und höchsten Aufkommensmengen ausgeklammert werden (SCHEFFOLD 1990, HANGEN 1993). Da das Aufkommen an Grünabfällen größeren Schwankungen unterliegt als das Küchenabfallaufkommen, wird die Pflanzenabfallmenge anhand des Flächenumfangs, der jährlichen Biomassezuwachsrate und der Eigenkompostierungsanteile für jeden Kreis individuell ermittelt. In den Abschätzungen wird zwischen reinen Ziergärten und bewirtschafteten Nutz- und Kleingärten unterschieden, weil das von der Art der Flächennutzung abhängige Abfallpotential in Nutz- und Hausgärten wegen des düngungsbedingt stärkeren Biomassezuwachses größer ist als bei Grünflächen ohne Nutzfunktion.

Für die Ermittlung der in Zier- und Nutzgärten anfallenden Pflege- und Produktionsrückständen werden die siedlungsstrukturspezifischen Grünflächenanteile von Wohngebieten und der Umfang an Haus- und Nutzgärten erfaßt. Aktuelle Angaben zum Gartenanteil in Wohngebieten liegen nicht vor. Deshalb wird auf ältere, anhand von Luftbildaufnahmen erhobene Angaben zurückgegriffen, denen zufolge der Grünanteil an den Siedlungsflächen bei Ein- und Zweifamilienhausbebauung im Bundesdurchschnitt bei 51% und bei Drei- bis Mehrfamilienhausbebauung sowie in Industrie- und Gewerbegebieten bei 14% liegt (MÖHLE 1976). Die nahezu ausschließlich zu Zier- und Erholungszwecken angelegten Grünflächen in Wohngebieten mit Mehrfamilienhausbebauung sind im Mittel zu 90% mit Rasen und zu 10% mit Gehölzen bepflanzt (DOEDENS 1982). Die Grünflächen von Ein- und Zweifamilienhausgrundstücken bestehen mit 73% zum überwiegenden Teil aus Ziergärten, haben aber noch einen Nutzgartenanteil von 27%, bezogen auf die Gesamtgartenfläche. Die Ziergartenfläche ist im Schnitt zu 70% mit Rasen und zu 30% mit Gehölzen bepflanzt (DOEDENS 1982).

Tab. 2: Aufkommen und erfassbare Menge an Gartenabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	Ziergarten		Nutzgarten	Summe Grünabfälle		
	Grasaufkommen	Laub/Streu-Aufkommen	Ernterückstände	Gesamtaufkommen	Eigenkomp. (% v. Ges.)	Erfassbare Menge
	<i>t FM/a</i>			<i>% v. Ges.</i>	<i>t FM/a</i>	
Baden-Baden SK	4.525	242	2.733	7.500	36	4.767
Pforzheim SK	5.078	272	2.749	8.099	34	5.350
Heidelberg SK	6.089	305	3.040	9.434	32	6.394
Heilbronn SK	6.550	332	3.518	10.399	34	6.882
Ulm SK	8.185	431	4.442	13.058	34	8.617
Calw LK	9.124	553	8.141	17.818	46	9.677
Tuttlingen LK	9.534	564	8.476	18.573	46	10.098
Hohenlohekreis LK	9.940	614	10.222	20.775	49	10.554
Freiburg SK	11.362	574	6.083	18.019	34	11.936
Emmendingen LK	11.550	686	10.609	22.845	46	12.236
Main-Tauber-Kreis LK	12.021	729	14.337	27.087	53	12.750
Mannheim SK	13.042	595	5.503	19.141	29	13.638
Bodenseekreis LK	13.268	771	11.117	25.156	44	14.039
Freudenstadt LK	13.477	831	10.993	25.301	43	14.308
Heidenheim LK	14.015	863	11.733	26.611	44	14.878
Tübingen LK	14.356	834	10.280	25.469	40	15.190
Sigmaringen LK	14.360	868	12.737	27.964	46	15.228
Neckar-Odenwald LK	15.093	934	13.542	29.569	46	16.027
Waldshut LK	16.608	968	13.755	31.331	44	17.576
Konstanz LK	16.781	942	11.786	29.509	40	17.723
Lörrach LK	17.207	971	12.904	31.082	42	18.178
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	17.976	1.023	12.908	31.908	40	19.000
Stuttgart SK	18.276	851	8.119	27.246	30	19.127
Rottweil LK	18.054	1.117	15.647	34.819	45	19.171
Alb-Donau-Kreis LK	18.715	1.146	17.233	37.093	46	19.860
Enzkreis LK	18.979	1.174	13.831	33.984	41	20.153
Karlsruhe SK	19.283	938	8.769	28.990	30	20.221
Breisgau-Hochschwarzwald LK	20.093	1.177	19.325	40.596	48	21.270
Schwäbisch Hall LK	20.812	1.277	19.968	42.058	47	22.089
Göppingen LK	21.690	1.294	16.490	39.474	42	22.984
Rastatt LK	21.848	1.303	14.892	38.042	39	23.151
Reutlingen LK	22.242	1.328	17.083	40.653	42	23.570
Biberach LK	23.042	1.476	20.988	45.506	46	24.518
Zollernalbkreis LK	24.349	1.528	19.066	44.944	42	25.878
Böblingen LK	26.170	1.535	17.012	44.717	38	27.705
Ostalbkreis LK	27.316	1.651	24.596	53.562	46	28.967
Rems-Murr-Kreis LK	27.754	1.583	19.474	48.811	40	29.337
Ravensburg LK	28.473	1.740	23.388	53.600	44	30.212
Ludwigsburg LK	33.894	1.967	23.577	59.438	40	35.861
Heilbronn LK	35.298	2.191	29.343	66.831	44	37.489
Esslingen LK	35.728	2.060	23.588	61.376	38	37.788
Ortenaukreis LK	37.869	2.208	31.868	71.944	44	40.076
Karlsruhe LK	40.024	2.384	28.206	70.614	40	42.408
Rhein-Neckar LK	40.965	2.453	28.621	72.039	40	43.418
Baden-Württemberg	841.014	49.281	642.690	1.532.986	42	890.296

Das Aufkommen an Rasenschnitt bewegt sich je nach Standort-, Witterungs-, Düngungs- und Bewässerungsbedingungen zwischen rd. 1,5 und 3,5 kg FM/(m²·a) (KETELSEN und DOEDENS 1992). Anhand der genannten Basisgrößen zum siedlungsspezifischen Gartenumfang, zur Gartenstruktur und zur Aufwuchsmenge kann für Baden-Württemberg ein potentielles Grünabfallaufkommen aus Wohngärten von rd. 840.000 t FM pro Jahr abgeleitet werden (s. Tab. 2). Die Menge der auf den Gehölzflächen anfallenden Laub- und Nadelstreu liegt, je nach Gehölzart und -alter, zwischen 0,3 und 0,5 kg FM/m² Gehölzfläche und Jahr (DOEDENS 1982, KETELSEN und DOEDENS 1992). Bei einem durchschnittlichen Anfall von 0,4 kg FM/(m²·a) ist mit einem Aufkommen an Laub-/Nadelstreu anfall in Baden-Württemberg von rd. 49.000 t FM pro Jahr zu rechnen (s. Tab. 2).

In Baden-Württemberg gibt es neben den genannten Nutzgartenanteilen der Wohngärten 4.078 ha reine Haus- und Nutzgärten, bei denen aufgrund der höheren Aufwuchsleistung ein Grünabfallaufkommen von 3,5 kg FM/(m²·a) unterstellt werden kann. Zusammen mit dem Nutzgartenanteil der Siedlungsgrünflächen ergibt sich ein Aufkommen an schwachstrukturierten Nutzgartenrückständen von rd. 643.000 t FM/a (s. Tab. 2). Das gesamte Aufkommen an gras-, kraut- und laubartigen Pflanzenabfällen aus den Wohn-, Haus- und Nutzgärten des privaten Siedlungsbereiches beläuft sich auf insgesamt rd. 1,53 Mio. t FM/a bzw. rd. 150 kg FM/(EW·a). Die dicht bevölkerten, flächenstarken Landkreise Ludwigsburg, Esslingen, Heilbronn, Karlsruhe und der Ortenau- sowie der Rhein-Neckar-Kreis stellen zusammen beinahe 26% des Gesamtaufkommens.

Die Abschätzung der gegenwärtig erfaßbaren Menge an Küchen- und Gartenabfällen ist schwieriger als die Ermittlung der potentiellen Aufkommensmenge, da die Abfallmengen von der Abfall- und Gebührenordnung beeinflusst werden und dort, wo schwachstrukturierter Gartenabfall anfällt, meist auch Möglichkeiten zur natürlichen Verrottung oder zur Eigenkompostierung gegeben sind. In welchem Umfang die Pflegerückstände auf der Fläche verrotten, in eigener Regie kompostiert oder der öffentlichen Entsorgung angedient werden, hängt von folgenden Faktoren ab:

- Möglichkeiten zur externen Entsorgung von Gartenabfällen,
- Abfallsatzung und Entsorgungsgebühr für Grünabfälle,
- Eigenverwertungspotentiale für Kompost und
- individuelle Bereitschaft zur Eigenkompostierung.

Von besonderer Bedeutung ist, ob die Gebührenregelungen finanzielle Anreize zur Eigenkompostierung geben, oder ob durch Anschluß- und Benutzungszwänge und degressive Abfallgebühren die Anzahl der Eigenkompostierer zurückgeht. Die erfaßbare Menge an Küchen- und Grünabfällen hängt in erster Linie von der Anzahl der Haushalte ab, die an der getrennten Bioabfallsammlung teilnehmen. Die Teilnehmerquote ist in den städtischen Gebieten wegen der eingeschränkten Möglichkeiten zur Eigenkompostierung und dem Mangel an alternativen Entsorgungswegen höher als in ländlichen Gebieten, sofern dort kein Anschluß- und Benutzungszwang für die Biotonne besteht. Trotz der strengen Vorgaben der TASI über den zulässigen Gehalt an Restorganik in Abfällen, die nach 2005 noch deponiert werden dürfen, erscheint eine flächendeckende Bioabfalle Erfassung weder in den Stadtkreisen noch in den Landkreisen erstrebenswert. In städtischen Gebieten kann ein Ausschluß bestimmter Wohngebiete wegen zu hoher Fremd- und Schadstoffanteile im Bioabfall und daraus resultierenden geringen Kompostqualitäten empfehlenswert sein. In ländlichen Gebieten mit verstreuter Einzelhausbebauung ist die flächendeckende Erfassung von Bio- und Grünabfällen aus ökonomischen Gründen nicht sinnvoll.

Eine kostenlose Abfuhr mit großzügigen Behältervoluminas führt zu einem überproportionalen Anwachsen des Bioabfallaufkommens, weil dadurch die Sammelleidenschaft gefördert und der Anreiz zur Eigenkompostierung geschmälert wird. Durch ein knappes Angebot an Biotonnenkapazität, eine progressive Gebührengestaltung und die kostenlose Ausgabe oder Bezuschussung von privaten Kompostierhilfen sowie eine gezielte Beratungs- und Öffentlichkeitsarbeit können die Aufkommensmengen an Bioabfällen begrenzt werden. Dabei dürfte es sich allerdings nicht um eine reine Abfallvermeidung, sondern teilweise auch um eine Abfallverlagerung auf andere Entsorgungsalternativen, wie z.B. die Restmülltonne, handeln.

Bei den Küchenabfällen wird die getrennt erfaßbare Abfallmenge neben der Anschlußquote auch von der Sortieranleitung für Küchenabfälle und von der individuellen Trennleistung bestimmt. Zu den allgemein als bedenkenlos kompostierbar angesehenen Küchenabfällen gehören Obst- und Gemüsereste, inklusive der Schalen von Zitrusfrüchten, Kaffee- und Teesatz mit Filter, alte und verdorbene Nahrungsmittel, rohe und gekochte Speisereste, Eierschalen, Schmutz- und Knüllpapier, Pflanzenreste und Chargen mit verbrauchter Blumenerde. Aus hygienisch-ästhetischen Gründen werden mancherorts Windeln, Exkremete, Speisereste und salzhaltige Nahrungsmittel von der Bioabfallsammlung ausgeschlossen. Eine geringe Erfassungsquote für Küchenabfälle kann auch eine Folge mangelnder Trennleistung sein, da die in den Haushalten im Schnitt anfallende Menge an organischen Kü-

chenabfällen mit ca. 0,19 kg FM/(EW·Tag) vergleichsweise gering ist und diese häufig als unbedeutend eingestuft und in den Restabfall geworfen wird.

Ein großer Anteil an Eigenkompostierern kann dafür verantwortlich sein, daß die erfaßbare Bioabfallmenge deutlich unter dem Abfallaufkommen liegt. Da es keine regional differenzierten Angaben über die Zahl der Eigenkompostierer in Baden-Württemberg gibt, wird deren abfallvermindernde Leistung aus dem kreisspezifischen Verhältnis von Nutz- zu Ziergartenfläche abgeleitet. Dadurch ergibt sich ein Anteil an Eigenkompostierern, der sich zwischen 29% im Stadtkreis Mannheim und 49% im Hohenlohekreis bewegt (s. Tab. 2). Der für baden-württembergische Verhältnisse ermittelte durchschnittliche Anteil an eigenkompostiertem Bio- und Grünabfall liegt mit 42% leicht über dem Bundesmittel, demzufolge 38,5% der anfallenden organischen Bioabfallmenge in Kleingärten durch Eigenkompostierung behandelt werden (LAGA 1995).

Ausgehend von einer Erfassungsquote für organische Haushaltsabfälle von 70% und einem eigenkompostierten Anteil von rd. 42% liegt die getrennt erfaßbare Küchenabfallmenge in Baden-Württemberg bei rd. 311.000 t FM pro Jahr bzw. 31 kg FM/(EW·a). Ein Fünftel dieses Aufkommens entfällt auf die bevölkerungsreichen Stadt- und Landkreise Stuttgart, Rhein-Neckar, Esslingen und Ludwigsburg (s. Abb. 1). Das erfaßbare Aufkommen an schwachstrukturierten Pflanzenabfällen aus dem privaten Siedlungsbereich in Baden-Württemberg verringert sich bei einer Erfassungsquote von 100% durch die abgeschätzten Eigenkompostierungsaktivitäten auf rd. 890.000 t FM/a (s. Tab. 2). Insgesamt liegt das erfaßbare Aufkommen an strukturschwachen Küchen- und Gartenabfällen im Landesdurchschnitt bei rd. 120 kg FM/(EW·a). Diese Menge entspricht dem Wert, den die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall als anzustrebende Obergrenze für das zu erfassende Bio- und Grünabfallaufkommen in gartenreichen, ländlichen Gebieten hält (LAGA 1995). Wenn die Nutzgartenrückstände bei der Bilanzierung der erfaßbaren Organikabfälle nicht berücksichtigt werden, weil unterstellt wird, daß diese vor Ort verrottet oder kompostiert werden, verringert sich das Abfallaufkommen aus den Privatgärten auf rd. 70 kg FM/(EW·a).

Die Abfallsatzung und Gebührenverordnung der Kommunen haben einen gewichtigen Einfluß auf den Umfang an erfaßbaren Bioabfällen. Das spezifische Abfallaufkommen kann aufgrund einer um rd. 25% bzw. 50% zurückgehenden Eigenkompostierungsquote auf 150 bzw. 180 kg FM/(angeschlossenem EW·a) ansteigen, wenn die Biotonne flächendeckend eingeführt wird, aber eine Befreiung vom Anschlußzwang möglich ist (SCHEFFOLD 1995). Die Einführung einer freiwilligen Bioabfallentsorgung mit mengen- und leistungsabhängigen Banderolen- oder Wertmarken-Gebührensyste men kann im Gegensatz dazu bewirken, daß die einwohnerbezogene Bioabfallmenge bis auf 34 kg FM/(EW·a) zurückgeht. In

Baden-Württemberg wird in 17 von 44 Stadt- und Landkreisen die getrennte Erfassung von Bioabfall flächendeckend und in weiteren 10 Kreisen in Teilgebieten durchgeführt. Von denjenigen Körperschaften, die eine Bioabfallsammlung praktizieren, erheben 63% keine spezielle Biotonnengebühr, sondern nur eine allgemeine Müllabfuhrgebühr (BIENROTH et al. 1995). Es ist deshalb zu erwarten, daß die erfaßbaren Bioabfallmengen eher über als unter dem abgeschätzten Wert liegen werden.

Die getrennte, scheinbar gebührenfreie Grünschnittsammlung, die in allen Stadt- und Landkreisen in mehr oder weniger großem Umfange betrieben wird, hat dazu geführt, daß Hecken-, Strauch- und Baumrückschnitte, die in den Wohngebieten und auf kommunalen Grünflächen anfallen und schlecht kompostierbar sind, bevorzugt an die Kommunen abgegeben werden. Ausgehend von einem Holzzuwachs von 0,2-0,6 kg FM/m² Gartenfläche und Jahr, kann mit einem mittleren Holzabfallaufkommen von 0,4 kg FM/(m²·a) gerechnet werden (KETELSEN und DOEDENS 1992). Bei einer geschätzten 90%igen Erfassungsquote bewegt sich die kreisspezifische, holzreiche Grünabfallmenge zwischen 245 t FM/a im Stadtkreis Baden-Baden und 2.208 t FM/a im Rhein-Neckar-Kreis (s. Abb. 2).

Insgesamt ergibt sich für Baden-Württemberg ein Aufkommen an erfaßbarem Gehölzrückschnitt von jährlich rd. 44.000 t FM. Damit bilden die strukturreichen Grünabfallfraktionen und die Laub- und Nadelstreurückstände mit jeweils rd. 3,2% nur einen bescheidenen Anteil am Gesamtaufkommen aus dem privaten Siedlungsbereich. Auch im Vergleich mit der erfaßbaren Grünabfallmenge spielen die holzartigen Pflegeabfälle mit 5,5% nur eine untergeordnete Rolle.

Die zukünftige Entwicklung des erfaßbaren Aufkommens an Bio- und Grünabfällen aus dem privaten Bereich ist schwer abschätzbar, da sie von der Bevölkerungsentwicklung und der Gestaltung der Siedlungsgebiete sowie von der Abfall- und Gebührenverordnung für pflanzliche Abfälle abhängig ist. Mittel- bis langfristig ist damit zu rechnen, daß trotz leicht ansteigender Bevölkerungszahlen die zu entsorgende Bioabfallmenge aufgrund der zunehmenden Bedeutung verzehrfertiger Nahrungsmittel, schrumpfender Gartengrößen und verursacherorientierter Abfallgebühren zurückgehen wird.

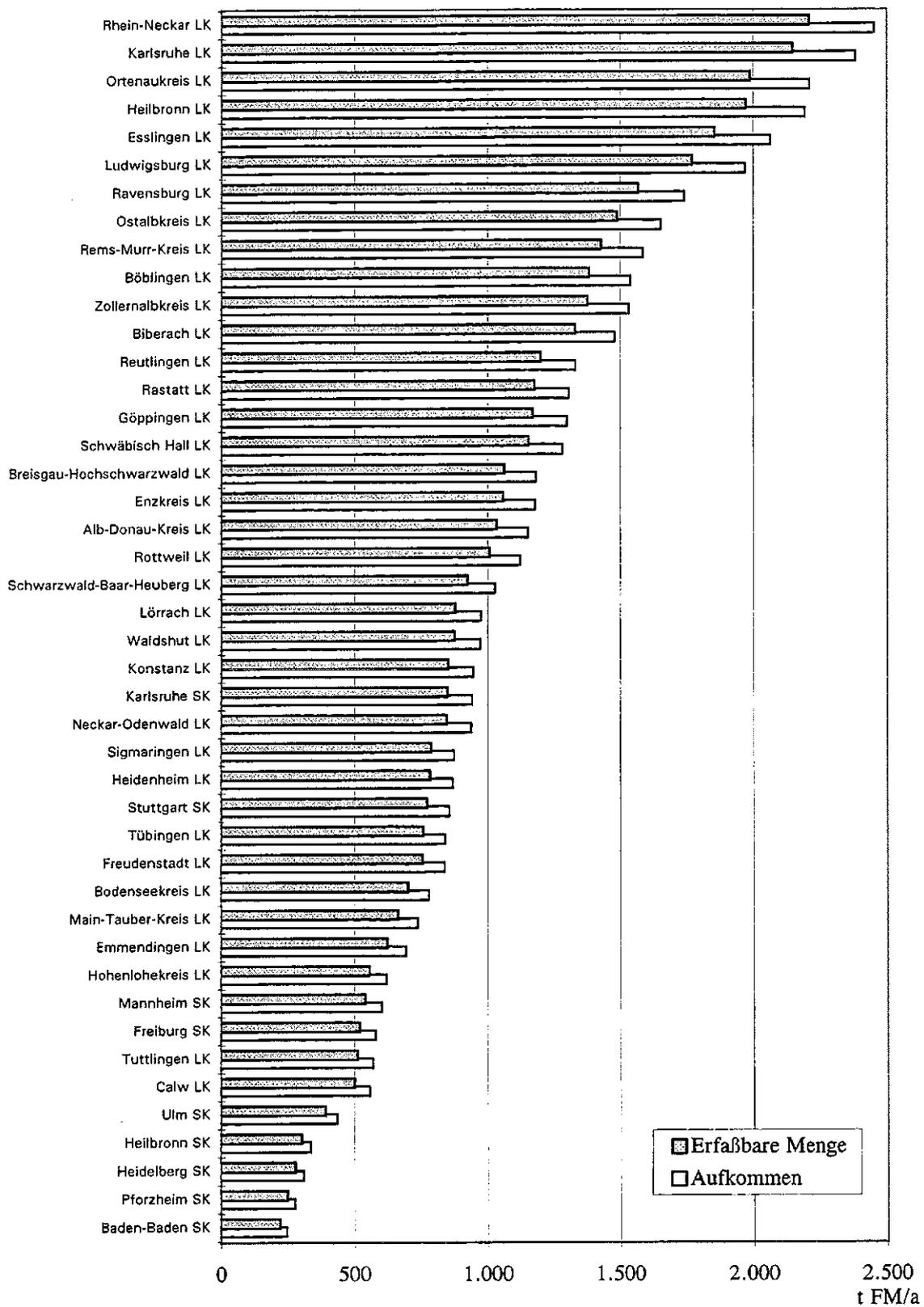


Abb. 2: Aufkommen an holzhaltigen Gartenabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

3.2 Organische und holzartige Gewerbeabfälle

Die in Gewerbebetrieben, Verwaltungs- oder Dienstleistungseinrichtungen erzeugten und gemeinsam mit den privaten Haushaltsabfällen als sogenannter Geschäftsmüll oder als hausmüllähnliche Gewerbeabfälle eingesammelten Abfälle enthalten unter anderem Holzreste und andere organische Komponenten. Eine Abschätzung des organischen Gewerbeabfalls, der bei getrennter Erfassung anfallen würde, kann auf der Basis des regionalen Gewerbeabfallaufkommens und der Ergebnisse über die durchschnittliche Zusammensetzung von Gewerbeabfällen vorgenommen werden.

Das durchschnittliche Aufkommen an Gewerbe- und Baustellenabfällen sowie Rückständen aus Sortieranlagen für Wertstoffgemische und Baustellenabfälle lag 1992 in Baden-Württemberg bei rd. 2 Mio. t FM bzw. 197 kg FM/(EW·a). Änderungen in der Mengenermittlung, Abfallsatzung und Gebührenordnung sowie eine verstärkte Inanspruchnahme privater Verwertungsmöglichkeiten hatten einen Mengenrückgang auf gegenwärtig rd. 1,25 Mio. t FM bzw. 123 kg FM/(EW·a) zur Folge. Für die Abschätzung der organischen Abfallmenge im Gewerbemüll wird die in den vergangenen drei Jahren durchschnittlich erfaßte Menge herangezogen, da es sich bei dieser Mengenreduzierung offensichtlich nicht nur um Vermeidungseffekte handelt. Die stark divergierenden Mengenaufkommen zwischen den einzelnen Landkreisen beruhen unter anderem darauf, daß das Abfalleinzugsgebiet der Sortieranlage nicht immer deckungsgleich ist mit dem Kreisgebiet, in dem die Abfälle anfallen.

Untersuchungen zur Zusammensetzung hausmüllähnlicher Gewerbeabfälle zeigen, daß unabhängig von regionalen Einflüssen oder besonderen Sammelbestimmungen der mittlere Anteil organischer Küchen- und Gartenabfälle bei 4,7% und der Rest- und Altholzanteil bei 13% des Gewerbeabfallaufkommens liegt (MÜLLER 1995). Auf der Basis eines mittleren Organik- bzw. Holzgehalts von 5% bzw. 13% am gesamten Gewerbeabfallaufkommen kann für Baden-Württemberg mit einem Gesamtaufkommen von rd. 79.000 t FM organischen Abfällen und rd. 154.000 t FM Holzabfällen aus dem gewerblichen Bereich gerechnet werden (s. Tab. 3). Mit einem gewerblichen Organikaufkommen von 23 kg FM/(EW·a) liegt Baden-Württemberg zwischen dem durchschnittlichen Aufkommen im Bundesgebiet (35 kg FM/(EW·a)) und dem bayerischen Landesmittel von 10 kg FM/(EW·a) (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM 1993). Die Unterschiede im Mengenaufkommen hängen unter anderem damit zusammen, daß die im Rahmen der bayerischen Abfallbilanzen kommunal entsorgten, organischen Gewerbeabfälle nur ca. 60% des Gesamtaufkommens darstellen und ein nicht unerheblicher Teil innerhalb der Betriebe selbst oder über spezielle Entsorgungsschienen verwertet wird. Es wird unterstellt, daß durch die Getrenntsammlung

ca. 70% der schwach strukturierten Organikabfälle und rd. 90% der holzartigen Abfälle erfaßt werden können.

3.3 Kommunale Pflanzenabfälle

Der bei kommunalen Pflegearbeiten, auf öffentlichen Grünanlagen und Erholungsflächen sowie Friedhöfen anfallende pflanzliche Pflegerückstand kann anhand des regionalen Umfangs an Grünanlagen und Erholungsflächen sowie mit Hilfe von Literaturangaben über Art und Menge des Aufwuchses von Grünflächen abgeschätzt werden.

Die öffentlichen Grün- und Erholungsflächen setzen sich im Mittel zu 58% aus Rasenflächen und zu 42% aus Strauch-, Hecken- und Baumpflanzungen zusammen. Das Aufwuchspotential gehölzfreier Grünflächen bewegt sich je nach Produktivität und Bepflanzung der Standorte zwischen 13 und 30 t FM/(ha·a) mit einem TS-Gehalt von ca. 30% (KRAUTER und SCHULZ 1992a, 1992b). Der Biomasseanfall, der mit der Schnitthäufigkeit korreliert ist und bei drei Schnitten pro Jahr seinen maximalen Wert erreicht, liegt im Mittel bei rd. 20 t FM/(ha·a). Unter der Annahme, daß der Pflegeertrag auf den Grünanlagen bei rd. 20 t FM/(ha·a) und auf den Erholungsflächen bei rd. 13 t FM/(ha·a) liegt, ergibt sich für Baden-Württemberg ein Grünschnittaufkommen von rd. 272.000 t FM/a bzw. 27 kg/(EW·a) (s. Tab. 4). Der Wert liegt am unteren Ende der Spanne von 30-60 kg FM/(EW·a), die in Hessen für das Aufkommen an Grünabfällen aus Gärten und Parkanlagen angegeben wird (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 1988).

Aus abfallwirtschaftlichen Gründen werden, sofern die Mengenverhältnisse und die Flächennutzung dies zulassen, die öffentlichen Grünflächen zunehmend extensiv gepflegt. Auf häufig gemähten Grünanlagen kann das Schnittgut gemulcht werden, da das Material wegen der hohen Stickstoffgehalte und geringen Aufwuchsmengen relativ rasch zersetzt wird. Trotz der schlechten Abbaubarkeit kann auch auf einmal jährlich gepflegten Flächen der Aufwuchs als Mulchschicht auf der Fläche verbleiben, sofern es sich dabei um schwachwüchsige Standorte oder um Areale mit geringen Nutzungs- oder Erholungsansprüchen handelt. Die erfaßbare Menge an strukturschwachen Grünabfällen verringert sich, wenn auf 30% der gepflegten Grünanlagen und 50% der Erholungsflächen der Pflegerückstand einer natürlichen Verrottung überlassen wird, auf rd. 154.000 t FM/a (s. Tab. 4).

Tab. 3.: Gegenwärtiges Aufkommen an gewerblichen Organik- und Holzabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	Gesamtes Gewerbeabfallaufkommen			Mittleres organisches Gewerbeabfallaufkommen		
	1992	1993	1994	Organik	Holz	Papier
	<i>t FM/a</i>					
Baden-Baden SK	13.707	9.046	8.001	513	1.008	1.128
Hohenlohekreis LK	15.254	13.827	15.113	737	1.292	1.620
Pforzheim SK	15.225	14.351	12.512	701	1.312	1.543
Ulm SK	18.620	11.336	9.626	660	1.327	1.451
Main-Tauber-Kreis LK	15.672	14.300	14.489	741	1.331	1.630
Calw LK	16.550	16.319	14.369	787	1.458	1.732
Heidelberg SK	20.156	13.357	12.559	768	1.486	1.689
Enzkreis LK	18.090	15.528	13.139	779	1.491	1.714
Heidenheim LK	20.417	13.310	12.224	766	1.495	1.685
Freudenstadt LK	17.965	17.593	17.201	879	1.579	1.934
Alb-Donau-Kreis LK	21.681	14.847	13.751	838	1.619	1.844
Neckar-Odenwald LK	22.062	19.592	18.581	1.004	1.849	2.209
Emmendingen LK	25.433	17.233	15.562	970	1.891	2.135
Sigmaringen LK	22.473	20.375	16.352	987	1.900	2.171
Tuttlingen LK	30.276	14.624	12.241	952	1.987	2.095
Zollernalbkreis LK	23.596	22.606	20.623	1.114	2.050	2.450
Bodenseekreis LK	26.261	20.872	19.826	1.116	2.091	2.455
Rottweil LK	23.674	24.185	18.033	1.098	2.121	2.416
Biberach LK	26.116	22.562	22.057	1.179	2.160	2.594
Tübingen LK	32.724	18.539	14.184	1.091	2.269	2.400
Konstanz LK	26.044	28.126	17.261	1.191	2.399	2.619
Schwäbisch Hall LK	33.431	22.541	22.083	1.301	2.482	2.862
Waldshut LK	33.926	24.372	28.993	1.455	2.589	3.201
Ravensburg LK	35.245	34.960	26.890	1.618	3.112	3.560
Reutlingen LK	46.028	29.955	26.929	1.715	3.367	3.773
Breisgau-Hochschwarzwald LK	48.987	27.864	31.450	1.805	3.408	3.971
Göppingen LK	43.580	41.392	40.208	2.086	3.773	4.590
Lörrach LK	47.134	39.690	29.697	1.942	3.847	4.272
Rastatt LK	47.549	39.304	31.517	1.973	3.849	4.340
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	46.016	43.122	40.491	2.160	3.956	4.753
Freiburg SK	51.028	41.392	25.399	1.964	4.090	4.320
Heilbronn LK	52.702	40.214	34.711	2.127	4.119	4.680
Heilbronn SK	65.234	37.165	23.432	2.097	4.528	4.614
Böblingen LK	61.903	47.338	35.781	2.417	4.839	5.317
Ostalbkreis LK	64.264	52.022	32.171	2.474	5.146	5.443
Mannheim SK	90.200	47.800	40.185	2.970	6.109	6.533
Karlsruhe SK	78.587	60.326	48.759	3.128	6.155	6.881
Esslingen LK	98.413	41.387	36.493	2.938	6.185	6.464
Ortenaukreis LK	83.691	64.991	59.487	3.469	6.593	7.633
Rhein-Neckar LK	82.960	72.510	63.426	3.648	6.895	8.026
Stuttgart SK	94.999	73.913	46.113	3.584	7.475	7.884
Karlsruhe LK	94.309	77.319	68.479	4.002	7.611	8.804
Rems-Murr-Kreis LK	100.622	94.866	82.807	4.638	8.672	10.204
Ludwigsburg LK	149.551	74.745	53.686	4.633	9.920	10.193
Baden-Württemberg	2.002.355	1.491.716	1.246.891	79.016	154.834	173.835

Tab. 4: Aufkommen und erfassbare Menge an strukturschwachen kommunalen Grün- und Friedhofsabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	Kommunale Grünabfälle		Friedhofs- abfälle	Summe der Grünabfälle	
	Aufkommen	Erfassbare Menge	Aufkom- men	Aufkom- men	Erfassbare Menge
	<i>t FM/a</i>				
Baden-Baden SK	2.521	1.453	184	2.705	1.637
Pforzheim SK	2.275	1.319	432	2.707	1.751
Rottweil LK	2.644	1.443	344	2.988	1.787
Heilbronn SK	2.837	1.585	312	3.149	1.897
Sigmaringen LK	3.058	1.689	344	3.402	2.033
Hohenlohekreis LK	3.389	1.862	272	3.661	2.134
Emmendingen LK	3.616	2.014	328	3.944	2.342
Tuttlingen LK	3.659	2.015	304	3.963	2.319
Enzkreis LK	3.543	1.999	432	3.975	2.431
Freudenstadt LK	3.946	2.212	312	4.258	2.524
Biberach LK	3.743	2.089	584	4.327	2.673
Heidelberg SK	4.075	2.383	440	4.515	2.823
Neckar-Odenwald LK	4.115	2.299	440	4.555	2.739
Main-Tauber-Kreis LK	4.206	2.400	400	4.606	2.800
Schwäbisch Hall LK	4.134	2.334	488	4.622	2.822
Waldshut LK	4.184	2.319	464	4.648	2.783
Zollernalbkreis LK	4.331	2.379	544	4.875	2.923
Lörrach LK	4.655	2.657	440	5.095	3.097
Tübingen LK	4.591	2.553	552	5.143	3.105
Calw LK	4.929	2.831	352	5.281	3.183
Ulm SK	5.249	3.063	88	5.337	3.151
Rastatt LK	5.108	2.844	528	5.636	3.372
Heidenheim LK	5.486	3.156	304	5.790	3.460
Freiburg SK	5.550	3.181	400	5.950	3.581
Rems-Murr-Kreis LK	5.655	3.150	688	6.343	3.838
Alb-Donau-Kreis LK	5.982	3.355	368	6.350	3.723
Bodenseekreis LK	6.142	3.491	344	6.486	3.835
Göppingen LK	6.387	3.572	536	6.923	4.108
Reutlingen LK	6.482	3.615	560	7.042	4.175
Ravensburg LK	6.502	3.624	576	7.078	4.200
Ostalbkreis LK	7.004	3.901	616	7.620	4.517
Breisgau-Hochschwarzwald LK	7.220	4.074	464	7.684	4.538
Konstanz LK	7.625	4.369	640	8.265	5.009
Esslingen LK	7.766	4.352	920	8.686	5.272
Heilbronn LK	8.023	4.336	664	8.687	5.000
Ortenaukreis LK	9.521	5.333	920	10.441	6.253
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	9.937	5.676	608	10.545	6.284
Mannheim SK	11.087	6.469	80	11.167	6.549
Rhein-Neckar LK	10.225	5.665	1.112	11.337	6.777
Ludwigsburg LK	10.581	5.949	864	11.445	6.813
Böblingen LK	10.808	6.235	776	11.584	7.011
Karlsruhe SK	12.308	7.195	576	12.884	7.771
Karlsruhe LK	12.359	7.080	944	13.303	8.024
Stuttgart SK	14.207	8.338	1.632	15.839	9.970
Baden-Württemberg	271.664	153.859	23.176	294.840	177.035

Auf Friedhöfen können beim Wechseln des Grabschmucks, beim Abräumen von Gräbern und bei der Pflege der Friedhofsanlage je nach Belegungsgrad 10-30 t FM Grünabfälle/(ha·a) anfallen (SCHÜRMER und SCHEMMER 1990). Dabei handelt es sich um ein Gemisch aus kraut- und grasartigen Pflanzenabfällen, Kränzen, Gestecken, Ästen, Laub und erdartigem Material. Die Grabfläche, von der aufgrund der jahreszeitlich wechselnden Bepflanzung besonders große Pflanzenabfallmengen stammen, umfaßt auch bei dichter Belegung nicht mehr als 40% der Friedhofsfläche (GAEDKE 1992). Ausgehend von diesem maximalen Grabflächenanteil sowie einer kraut- und grasartigen Pflanzenabfallmenge von rd. 20 t FM/(ha·a) ergibt sich ein Aufkommen an organischen Friedhofsabfällen von rd. 23.000 t FM/a. Aufgrund der nicht möglichen natürlichen Verrottung vor Ort kann davon ausgegangen werden, daß die auf Friedhöfen anfallenden Grünabfälle deckungsgleich mit den erfaßbaren Mengen sind. Die im kommunalen Bereich anfallende Menge an strukturschwachen Grünabfällen beläuft sich auf rd. 295.000 t FM, die erfaßbare Grünabfallmenge auf rd. 177.000 t FM/a.

Das Aufkommen an holzartiger Biomasse auf kommunalen Grünflächen und Friedhöfen ist deutlich geringer als die Menge an strukturschwachen Pflegematerialien. Ausgehend von einem durchschnittlichen Gehölzflächenanteil von 42% bei Erholungsflächen und Grünanlagen und von 20% bei Friedhöfen und einem Zuwachs von 5 t FM/(ha·a) liegt die zu erwartende Grünabfallmenge bei rd. 58.000 t FM/a. Die höchsten Aufkommensmengen weisen der Stadtkreis Stuttgart und der Landkreis Karlsruhe mit 2.530 und 3.030 t FM/a auf (s. Abb. 3). Bei einer unterstellten Erfassungsquote von 90% ergibt sich eine Abfallmenge von insgesamt 52.000 t FM. Bedingt durch den deutlich höheren Erfassungsgrad und den geringen Anteil an Eigenkompostierung und natürlicher Verrottung vor Ort gehören rd. 23% der erfaßbaren Grünabfallmenge von rd. 229.000 t FM zur Fraktion der holzhaltigen Materialien. Die abgeschätzten Grünabfallmengen aus der Pflege der kommunalen Grünflächen und Friedhöfe dürften sich angesichts der Freizeit- und Naturbedürfnisse und der Tradition der Grabpflege kurzfristig nicht nennenswert verändern. Mittel- bis langfristig könnte sich im Bereich der Friedhofsabfälle die Menge verringern, wenn aufgrund veränderter Wertvorstellungen der Trend zum Urnenbegräbnis weiter zunimmt.

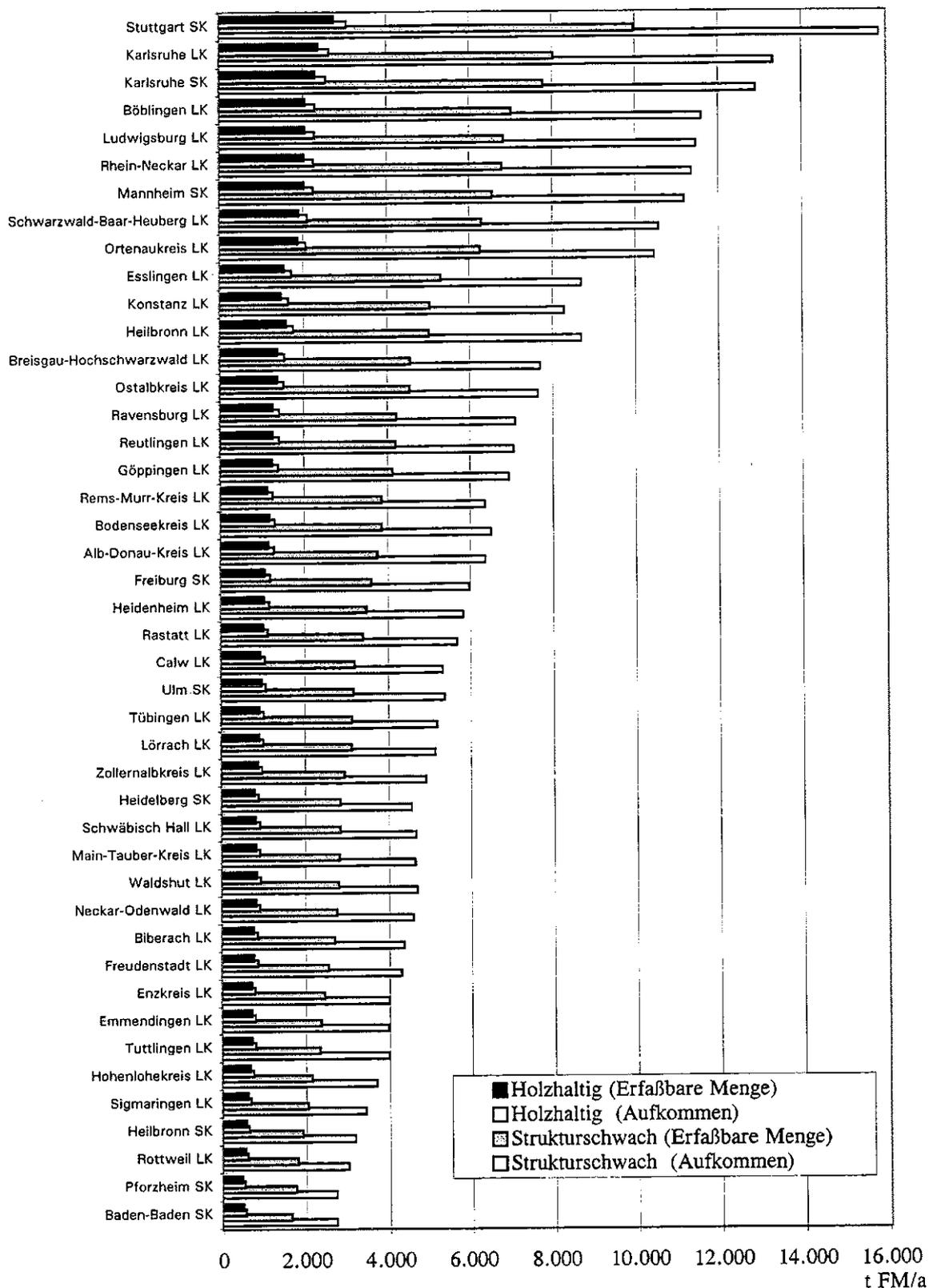


Abb. 3: Aufkommen und erfaßbare Menge an strukturschwachen bzw. holzhaltigen kommunalen Grün- und Friedhofsabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

3.4 Pflegeabfälle von Straßenbegleitflächen

Die Übergangsbereiche zwischen Autobahnen, Bundes-, Landes- und Kreisstraßen und der freien Landschaft sind Träger von wichtigen verkehrstechnischen Elementen. Aus Gründen der Verkehrssicherheit müssen sie ebenso wie die Mittel- und Trennstreifen, Sichtflächen, Rastanlagen und Entwässerungsgräben regelmäßig gepflegt werden. Die Pflegeverantwortung für die Straßenbegleitflächen ist in Baden-Württemberg auf 125 Straßenbauämtern (SBA) und 21 Autobahnmeistereien verteilt. Die Betriebsleiter treffen, den Richtlinien und regionalen Standortanforderungen entsprechend, individuelle Entscheidungen über Art und Umfang der Pflegearbeiten und die Entsorgung der dabei entstehenden Pflanzenabfälle.

Angaben über das von der standortspezifischen Wüchsigkeit abhängige Aufkommen an gras- und holzartigen Rückständen aus der Pflege von Straßenbegleitflächen liegen für Baden-Württemberg nicht vor. Zur Mengenabschätzung werden deshalb die von der Bundesanstalt für Straßenwesen mit Hilfe von Luftbildauswertungen und Befragungen bei den Straßen- und Autobahnmeistereien des Landschaftsverbandes Rheinland ermittelten Angaben herangezogen. Die Flächen- und Mengenerhebungen können nach Meinung der Autoren aufgrund der Größe und der klimatischen und topographischen Grunddaten als repräsentativ für bundesdeutsche Verhältnisse angesehen werden ((DINTER und MORITZ 1987). Den genannten Erhebungen zufolge sind entlang der Autobahnen mit ca. 2,1 ha Rasen- und 0,6 ha Gehölzflächen pro Straßenkilometer die umfangreichsten straßenbegleitenden Pflegeflächen zu finden. Die durchschnittliche Ausdehnung der Begleitflächen von Bundes-, Landes- und Kreisstraßen ist mit ca. 0,6 ha Rasen- und 0,2 ha Gehölzflächen pro Straßenkilometer deutlich geringer (STOTTELE und SCHMIDT 1988, DINTER und MORITZ 1987, KRAUTER und SCHULZ 1992b).

Der Gesamtumfang an Straßenbegleitflächen in Baden-Württemberg wird auf der Basis des aktuellen Straßelängenverzeichnisses ermittelt. Den Flächenberechnungen zufolge erstrecken sich die Straßenbegleitflächen von Autobahnen, Bundes-, Landes- und Kreisstraßen über rd. 16.000 ha Grünflächen und 5.000 ha Gehölzflächen. Die offiziellen Abschätzungen zum Umfang der straßenbegleitenden Gras- und Gehölzflächen liegen mit rd. 27.000 ha höher als die Eigenschätzungen. Allerdings sind dabei auch die Vegetationsflächen der Bankette und Mittelstreifen, die sich über ca. 5.000 ha erstrecken, berücksichtigt (INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1991).

Die Menge an Straßenbegleitflächenaufwuchs ist abhängig von der Pflegeintensität, die wiederum von der Produktivität der Standorte und der verkehrstechnischen Lage und Funktion der Flächen bestimmt wird. Die natürliche Biomasseproduktion von Straßenbe-

gleitflächen kann pro Hektar und Jahr zwischen 2-7 t FM auf trockenen, mageren Standorten und 7-13 t FM auf trockenen, mit Stickstoff angereicherten Standorten liegen. Aufwuchsmengen von rd. 10-20 t FM/(ha·a) sind möglich, wenn die Begleitflächen ausreichend mit Wasser versorgt sind. Auf ausgesprochen produktiven Straßenböschungen können bis zu 17-27 t FM/(ha·a) anfallen (MEDERAKE und SCHMIDT 1992). Für die eigenen Abschätzungen zum Gesamtaufkommen an pflanzlichen Pflegerückständen von Straßenbegleitflächen wird von 8 t FM/(ha·a) auf jährlich einmal gepflegten Begleitflächen und von 13 t FM/(ha·a) auf mehrmals jährlich gemähten Flächen ausgegangen. Dadurch ergibt sich ein Aufkommenspotential an pflanzlichen Abfällen rd. von 169.000 t FM grasartigen Abfällen pro Jahr (s. Tab. 5). Die Abschätzung des Verkehrsministeriums zum Grasaufkommen aus der Straßenrandpflege liegt mit 400.000 m³ FM Grasschnitt in einer ähnlichen Größenordnung (INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1991).

Früher war der Aufwuchs von Straßenbegleitflächen ein begehrtes Viehfutter und stellte einen Teil der Entlohnung für den Straßenwärter dar. Heute ist die Verwertung der Pflegerückstände aufgrund der Schadstoffbelastung und der hohen Behandlungskosten zu einem abfallwirtschaftlichen Problem geworden. Wegen der Entsorgungsprobleme und aus Kostengründen werden viele Straßenbegleitflächen nur noch in einmal pro Jahr oder in mehrjährigen Abständen gemäht. Das dabei anfallende Mähgut wird, sofern keine verkehrstechnischen Bedenken bestehen, der natürlichen Verrottung überlassen. Gehölzschnitt wird vor Ort zerkleinert und verblasen oder als Mulchmaterial eingesetzt und strukturschwacher Rasenschnitt bei geringem Phytomasseaufkommen gemulcht.

Aus ökologischer Sicht ist eine regelmäßige Pflege der Grünflächen dann erforderlich, wenn die Straßenränder seltene, vom Aussterben bedrohte Pflanzengesellschaften beherbergen (ULLMANN et al. 1988). In Baden-Württemberg gelten nur rd. 10% der Böschungen (rd. 3.000 ha) als wertvolle Biotope, die durch angepasste Pflegemaßnahmen erhalten werden sollten (INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). Die überwiegend ubiquitäre Artenzusammensetzung der Straßenbegleitflächen ist auf die Aufbringung von humusreichem Oberboden bei Straßenbaumaßnahmen und verkehrsbedingte Nähr- und Schadstoffeinträge zurückzuführen. Eine Differenzierung der Pflegemaßnahmen und ein Abtransport des Aufwuchses würden nur zu einer begrenzten Diversifizierung und Aufwertung der Straßenbegleitflächen führen (MEDERAKE und SCHMIDT 1992).

Die Begleitflächen von Autobahnen werden gegenwärtig zu ca. 25% jährlich und zu 75% zwei- bis dreimal jährlich und die Begleitflächen der Bundes-, Landes- und Kreisstraßen jeweils zur Hälfte ein- bzw. mehrfach gemäht (KÖNGETER 1992).

Tab. 5: Aufkommen und erfassbare Menge an strukturschwachen Grünabfällen aus der Straßenbegleitflächenpflege in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	AB*	BS*	LS*	KS*	Summe	Strukturschwache Grünabfälle	
						<i>km Straßenlänge</i>	<i>ha</i>
Heilbronn SK	11	14	10	20	50	554	338
Baden-Baden SK	15	25	23	20	72	795	484
Pforzheim SK	17	15	32	14	73	809	497
Ulm SK	7	38	14	53	77	830	483
Heidelberg SK	28	7	17	29	91	1.028	648
Freiburg SK	24	33	20	24	97	1.078	665
Stuttgart SK	28	56	38	7	119	1.326	814
Mannheim SK	47	30	18	14	136	1.549	989
Karlsruhe SK	53	32	15	29	157	1.786	1.137
Tübingen LK	11	61	103	100	182	1.945	1.118
Heidenheim LK	35	43	111	113	234	2.552	1.520
Emmendingen LK	25	47	148	132	249	2.681	1.565
Tuttlingen LK	16	86	123	168	259	2.762	1.587
Enzkreis LK	15	58	177	162	269	2.864	1.641
Göppingen LK	27	73	110	168	268	2.885	1.685
Zollernalbkreis LK	0	102	175	214	295	3.094	1.731
Reutlingen LK	0	140	140	215	297	3.120	1.746
Calw LK	0	112	152	246	306	3.210	1.796
Rastatt LK	29	91	147	166	302	3.249	1.892
Bodenseekreis LK	0	94	157	281	319	3.349	1.874
Esslingen LK	37	137	138	149	333	3.592	2.107
Rems-Murr-Kreis LK	0	96	205	288	354	3.716	2.079
Lörrach LK	41	86	180	171	348	3.763	2.212
Freudenstadt LK	18	118	201	226	365	3.886	2.222
Rottweil LK	52	98	131	231	384	4.171	2.468
Ludwigsburg LK	48	47	232	205	390	4.221	2.486
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	32	148	161	245	399	4.271	2.472
Hohenlohekreis LK	39	26	241	280	411	4.415	2.573
Sigmaringen LK	0	104	281	321	423	4.445	2.487
Neckar-Odenwald LK	22	120	298	207	421	4.474	2.560
Waldshut LK	4	111	301	329	453	4.763	2.674
Böblingen LK	98	95	98	199	440	4.875	2.982
Karlsruhe LK	45	160	245	196	456	4.907	2.864
Konstanz LK	62	152	138	287	476	5.164	3.051
Biberach LK	14	136	288	436	545	5.760	3.260
Breisgau-Hochschwarzwald LK	47	154	324	271	549	5.888	3.418
Main-Tauber-Kreis LK	55	106	281	375	573	6.159	3.589
Alb-Donau-Kreis LK	49	124	293	379	581	6.226	3.612
Ostalbkreis LK	40	151	305	400	598	6.380	3.674
Ortenaukreis LK	70	229	229	292	596	6.443	3.786
Heilbronn LK	90	82	299	395	654	7.100	4.206
Schwäbisch Hall LK	49	124	331	560	712	7.610	4.386
Ravensburg LK	35	148	381	543	717	7.618	4.353
Rhein-Neckar LK	143	163	233	255	691	7.628	4.639
Baden-Württemberg	1477	4071	7542	9417	15.720	168.942	98.368

* AB=Autobahnen, BS=Bundesstraßen, LS=Landesstraßen, KS=Kreisstraßen

Wenn man davon ausgeht, daß von den jährlich gepflegten Flächen ein Viertel des Mähaufkommens und von den mehrmals gemähten Flächen drei Viertel des Aufwuchses abtransportiert werden, verringert sich der zu behandelnde Mähgutanfall auf rd. 98.000 t FM/a (s. Tab. 5). Die beabsichtigte weitere Erhöhung des Mulchanteils und eine verstärkte Anpflanzung von Gehölzen wird zu einer weiteren Verringerung des Pflegeabfallaufkommens von Straßenbegleitflächen führen. Das Gehölzschnittaufkommen liegt, ausgehend von einem Biomasseaufwuchs von 5 t FM/(ha·a) auf den in einjährigen Abständen gepflegten Straßenbegleitflächen, bei insgesamt rd. 25.000 t FM/a. Bei einer Erfassungsquote von 70% wäre mit einem Holzsnittaufkommen von rd. 18.000 t FM/a zu rechnen (s. Abb. 4).

Die Abschätzung des Aufkommens an Pflegerückständen, die auf den Begleitflächen von Stadt- und Gemeindestraßen anfallen, ist schwierig, da diese größtenteils innerörtlich verlaufen und nicht mit begrünten Begleitflächen vergesellschaftet sind. Ausgehend von der Annahme, daß 20% der kommunalen Straßen außerhalb der Städte und Gemeinden verlaufen und diese von 0,2 ha Rasen- und 0,1 ha Gehölzflächen begleitet werden, könnte das Gesamtaufkommen unter Berücksichtigung der kommunalen Pflegerückstände um rd. 45.000 t FM Grünschnitt und rd. 11.400 t FM Gehölzschnitt höher sein als die nur für Autobahnen, Bundes-, Landes- und Kreisstraßen abgeschätzte Menge an Grünabfall.

Bei der Straßenunterhaltung fallen große Mengen an Bankettschälgut an, da die unbefestigten Seitenstreifen entlang der Straße alle 5-15 Jahre vom Aufwuchs und den abgelagerten Materialien befreit werden müssen. Diese Maßnahme ist erforderlich, weil ansonsten die Gefahr besteht, daß das Niederschlagswasser nicht rasch genug von der Straßenoberfläche abgeleitet und die Verkehrssicherheit beeinträchtigt wird. Allein in den alten Bundesländern fallen durch das Abschälen der 1-2 m breiten Seitenstreifen rd. 1,7 Mio. m³ Bankettschälgut pro Jahr an (DURTH 1995). In der Vergangenheit wurde das Bankettschälgut häufig durch Abkippen in Straßenseitenräume oder Verschleudern über die Böschungen vor Ort entsorgt. Angesichts der hohen Schadstoffbelastung wird diese Art der Entsorgung inzwischen als höchst bedenklich angesehen. Da es sich beim Bankettschälgut größtenteils um erdähnliches, anorganisches Material handelt und weder die Bioabfallkompostierung noch die thermische Behandlung in Biobrennstoffanlagen geeignete Verwertungsverfahren sind, wird diese Abfallfraktion nicht weiter betrachtet.

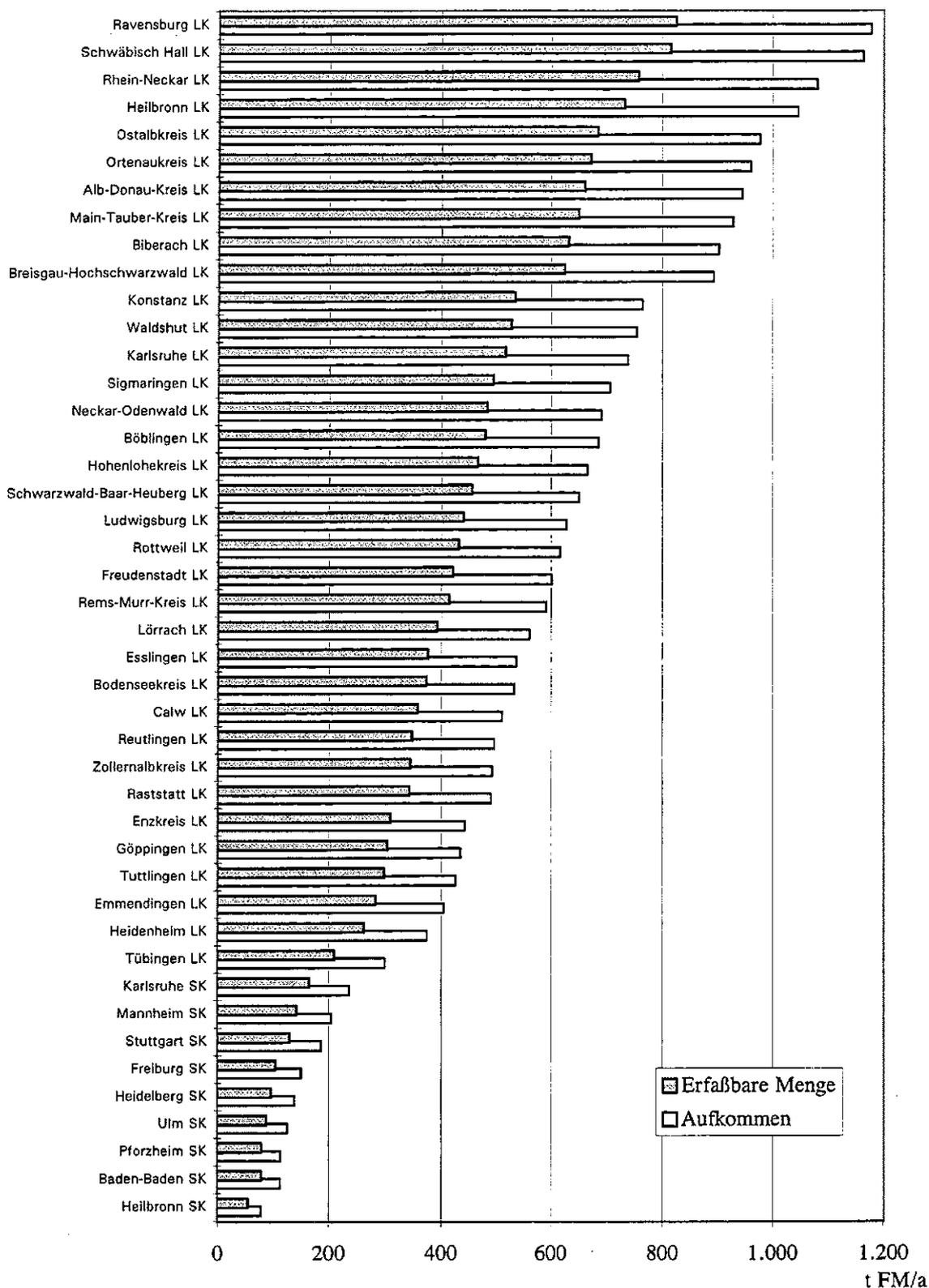


Abb. 4: Aufkommen und erfassbare Menge an holzhaltigen Rückständen aus der Straßenbegleitflächenpflege in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

3.5 Pflegeabfälle von Gewässerbegleitflächen

Bei der Erhaltung der Funktionsfähigkeit natürlich und künstlich angelegter Gewässer fallen gras-, kraut- und holzartige Pflanzenabfälle mit unterschiedlicher chemisch-physikalischer Zusammensetzung an. Es handelt sich dabei um Biomasseaufwuchs von Uferflächen und Vorländern, um Material aus der Gewässerentkrautung, um Treibholz und um Sedimente aus der Sohl- und Vorländerräumung.

Die Pflegeverantwortung und Entsorgungspflicht für die gewässerbegleitenden Flächen erster und zweiter Ordnung lag in Baden-Württemberg bis zum 1.7.1995 bei 23 verschiedenen Wasserwirtschaftsämtern (WWA). Eine Befragung der einzelnen WWA über den Umfang der Gehölz- und Grünlandflächen (Ufer, Vorländer und Hauptdämme) entlang Gewässer erster Ordnung hat ergeben, daß sich die Gewässerbegleitflächen in Baden-Württemberg ohne Berücksichtigung des Bodenseeuferes auf insgesamt ca. 5.000 ha erstrecken (LfU 1994). Die Pflegeflächen befinden sich schwerpunktmäßig in der Oberrheinebene (WWA Heidelberg und Karlsruhe mit 1.100 ha) und im Freiburger Raum (WWA Offenburg und Freiburg mit 1.500 ha). Eine kreisbezogene Darstellung des Aufkommens an Grünabfällen kann nicht durchgeführt werden, weil entsprechend aufgeschlüsselte Daten nicht verfügbar sind. Dies hat sich auch durch die Umstrukturierung der WWA in drei Gewässerdirektionen nicht geändert. Zur Gewässerdirektion Rhein in Karlsruhe gehören die Außenstellen Heidelberg, Offenburg und Waldshut-Tiengen, zur Gewässerdirektion Neckar in Besigheim die Bereiche Kirchheim unter Teck, Künzelsau, Freudenstadt und Ellwangen, und zur Gewässerdirektion Donau/Bodensee in Riedlingen die Außenstellen Ravensburg, Rottweil und Ulm.

Bei der Pflege der Gewässerbegleitflächen, die zu 57% ein- bis zweimal und zu 29% zwei- bis dreimal jährlich gepflegt werden, fallen schätzungsweise rd. 44.000 t FM Mähgut sowie rd. 22.700 t FM Gehölzschnitt pro Jahr an (LfU 1994). Die Entkrautung der Gewässer erster Ordnung führt zu einem Wasserkrautauflkommen von rd. 1.800 t FM, das größtenteils dem nährstoffreichen Rhein und den carbonathaltigen Albgewässern entstammt (LfU 1994). Der Umfang wassertransportierter Pflanzenabfälle (80% Holz, 10-15% Kraut und Laub) ist großen jährlichen Schwankungen unterworfen, da er von der Häufigkeit und dem Ausmaß an Hochwasserereignissen abhängig ist. Ausgehend von gegenwärtigen Verhältnissen kann unterstellt werden, daß jährlich rd. 5.000-10.000 t FM Schwemmholz der Entsorgung zugeführt werden (JUNG 1993).

Die Mengenangaben beziehen sich auf die Begleitflächen von Gewässern erster Ordnung, deren Pflege in den Zuständigkeitsbereich der WWA fällt. Neben den Gewässern erster

Ordnung gibt es noch eine Vielzahl an künstlichen und natürlichen Fließgewässern zweiter und dritter Ordnung, deren Gewässerbegleitflächen von den zuständigen Kommunen gepflegt werden müssen. Da die Pflege lokal verschieden gehandhabt wird und keine regional aufgeschlüsselten Angaben über Länge und Verteilung des Gewässernetzes verfügbar sind, muß auf eine Abschätzung des Biomasseaufkommens aus der kommunalen Gewässerrandpflege verzichtet werden. Da eine Reduzierung der Gewässerpflege oder eine flächenhafte Verrottung des Pflegematerials mit möglichen Umweltnachteilen, wie z.B. der Erhöhung des biologischen Sauerstoffbedarfs und der Freisetzung von Methan oder Schwefelwasserstoff verbunden sein kann, wird davon ausgegangen, daß mindestens 80% der kraut- und grasartigen Pflegerückstände nicht am Entstehungsort der natürlichen Zersetzung überlassen werden können. Bei den Gehölzrückschnitten dürfte die als Abfall zu entsorgende Menge bei 50% liegen, das anfallende Treibholz ist dagegen zu 100% als entsorgungspflichtige Abfallmenge einzustufen.

3.6 Pflanzliche Abfälle aus der Naturschutzpflege

Viele Naturschutzflächen müssen in regelmäßigen oder unregelmäßigen Abständen gepflegt werden, um die aus wissenschaftlichen, historischen, heimatkundlichen und landschaftsästhetischen Gründen unter Schutz gestellten pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften und Lebensstätten in ihrem ursprünglichen Zustand zu erhalten. Ein Teil der geschützten Flächen bedarf der kontinuierlichen Pflege, da nur durch die Entnahme der atmosphärisch eingetragenen Nährstoffe über die Mähgutabfuhr ein Verlust nährstoffarmer Biotope durch die sukzessive Verbuschung und Bewaldung verhindert werden kann.

Derzeit gibt es in Baden-Württemberg 810 Naturschutzgebiete (NSG) mit einem Umfang von rd. 59.000 ha und eine Vielzahl von Naturdenkmälern (ND), die sich über ca. 5.000 ha erstrecken. Für gut die Hälfte der NSG liegen Pflege- und Entwicklungspläne vor, in denen festgelegt ist, mit welcher Art und Intensität diese zu pflegen sind. Wie groß der Umfang der tatsächlich gepflegten Flächen ist, hängt vom Standort und von den verfügbaren Finanzmitteln der Naturschutzbehörden sowie dem Engagement privater Umweltschutzgruppen ab. Für NSG von herausragender Bedeutung und mit besonderem Besucherandrang, wie z.B. das Wollmatinger Ried, die Mettnau, das Weitenried oder der Mindelsee, bestehen förmliche Betreuungsverträge mit dem Naturschutzbund Deutschland und dem Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland, die eine Pflegevergütung von 60 DM pro Hektar Schutzgebietsfläche garantieren. Bis auf diese Ausnahmen bleiben die gegenwärtig durchgeführten Pflegemaßnahmen meist weit hinter dem Pflegebedarf zurück. Im Regierungsbezirk

Stuttgart werden durchschnittlich 18% der NSG- und ND-Flächen mehr oder weniger regelmäßig gepflegt, obwohl gemäß der Biotopkartierungen ca. 53% der Biotopflächen einer fortlaufenden Pflege bedürfen.

In Baden-Württemberg existieren Förderprogramme, mit deren Hilfe die Gestaltung und Pflege wichtiger Biotope und Kulturlandschaften finanziert werden können. Über die Landschaftspflegerichtlinie werden 50-70% der anfallenden Kosten erstattet, die bei der Biotoppflege im Sinne des Artenschutzes entstehen. Zuschüsse für landschaftspflegerische Maßnahmen werden auch durch den Marktentlastungs- und Kulturlandschaftspflegeausgleich (MEKA) gewährt. Im Vordergrund steht dabei der Fortbestand extensiver Flächennutzungen durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweisen. Auf welchen Flächen die auf 5-10 Jahre angelegten Pflegearbeiten durchgeführt werden, hängt vom Fördervolumen und den regionalen Gegebenheiten ab und wird von den Naturschutzbehörden in Absprache mit den Landwirtschaftsämtern festgelegt. Im Regierungsbezirk (RB) Freiburg werden gegenwärtig über die Landschaftspflegerichtlinie rd. 8.000 ha, im RB Karlsruhe dagegen nur ca. 1.800 ha gepflegt.

Die Menge an Pflegerückständen von Naturschutz- und Kulturlandschaftsflächen kann in Abhängigkeit von der natürlichen Nährstoffverfügbarkeit und den klimatischen Wuchsbedingungen große Unterschiede aufzeigen. Auf nährstoff- und wasserreichen Röhrichtflächen und Großseggenrieden können bis zu 15 t TS (50 t FM)/(ha·a) anfallen. Nasse und feuchtfette Wiesen zeigen Aufwuchsleistungen von rd. 6-10 t TS (20-30 t FM)/(ha·a) bis 4-6 t TS (13-20 t FM)/(ha·a). Mit einer deutlich geringeren Aufwuchsmenge von 3-5 t TS (10-17 t FM)/(ha·a) muß auf frischen Wiesen gerechnet werden. Die niedrigsten Zuwächse von bis zu rd. 3 t TS (10 t FM)/(ha·a) fallen auf Trocken- und Magerrasen an (KLAPP 1965, ELLENBERG 1986).

Zur Abschätzung des Gesamtumfangs an Pflegeaufwuchs in Baden-Württemberg werden die NSG-Gebiete den oben genannten Wuchstypen zugeordnet. Über die relativen Flächenanteile der einzelnen Wuchstypen kann für 18% der nicht bewaldeten NSG- und ND-Fläche ein gewichtetes mittleres Mähgutaufkommen von rd. 14 t FM/(ha·a) angesetzt werden. Wenn davon ausgegangen wird, daß nur 1% der schützenswerten Biotopflächen gepflegt werden und dort ein Pflegeaufwuchs von rd. 17 t FM/(ha·a) unterstellt wird, kann mit einem Aufkommen an Pflanzenrückständen aus der Naturschutz- und Landschaftspflege von rd. 71.000 t FM gerechnet werden (s. Tab. 6). In den Stadtkreisen fällt das Aufkommen an strukturschwachen Pflegerückständen aus der Naturschutzpflege wegen ihres geringen Flächenumfangs nicht ins Gewicht. Im Gegensatz dazu entstehen in den Landkreisen Ravensburg, Breisgau-Hochschwarzwald, Konstanz und im Ortenaukreis über 4.000 t FM/a.

Tab. 6: Aufkommen an strukturschwachen Pflegerückständen aus der Naturschutz- und Biotoppflege in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	NSG*- Fläche	ND*- Fläche	Biotop- fläche	NSG*- Pfle- rückstand	Biotop- pflege- rückstand
	<i>ha</i>			<i>t FM/a</i>	
Pforzheim SK	5	0	952	70	1.448
Freiburg SK	31	6	1.235	121	1.969
Heilbronn SK	93	7	742	151	1.414
Ulm SK	39	11	1.495	152	2.399
Heidelberg SK	69	2	1.648	184	2.691
Mannheim SK	246	0	2.490	417	4.478
Tübingen LK	134	8	4.511	450	7.211
Baden-Baden SK	248	13	2.867	458	5.090
Karlsruhe SK	357	5	2.676	547	5.102
Böblingen LK	223	98	4.071	600	7.080
Rottweil LK	113	17	7.645	651	11.893
Heidenheim LK	330	101	5.520	810	9.588
Hohenlohekreis LK	317	47	8.240	927	13.483
Calw LK	318	10	10.289	1.030	16.461
Heilbronn LK	110	173	11.349	1.057	17.922
Neckar-Odenwald LK	272	20	11.738	1.093	18.535
Stuttgart SK	1.014	5	1.741	1.146	5.645
Emmendingen LK	606	10	7.854	1.155	13.650
Enzkreis LK	669	6	7.184	1.169	12.817
Main-Tauber-Kreis LK	612	53	8.427	1.243	14.658
Ludwigsburg LK	432	204	9.098	1.260	15.582
Zollernalbkreis LK	741	14	9.486	1.406	16.519
Bodenseekreis LK	943	19	6.711	1.426	12.957
Göppingen LK	400	290	11.006	1.444	18.614
Sigmaringen LK	843	23	8.797	1.471	15.812
Tuttlingen LK	860	39	10.621	1.628	18.655
Alb-Donau-Kreis LK	231	94	19.694	1.667	30.608
Rems-Murr-Kreis LK	382	357	14.039	1.700	23.325
Schwäbisch Hall LK	641	285	11.733	1.731	20.409
Ostalbkreis LK	397	265	15.723	1.736	25.631
Esslingen LK	1.006	120	12.558	1.989	22.244
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	743	26	18.817	2.055	30.606
Reutlingen LK	659	76	19.739	2.083	31.893
Rastatt LK	1.182	48	15.823	2.316	27.467
Waldshut LK	1.562	69	10.124	2.332	20.079
Rhein-Neckar LK	1.158	29	19.903	2.550	33.481
Freudenstadt LK	1.769	10	12.411	2.637	23.961
Lörrach LK	1.700	10	14.319	2.697	26.628
Biberach LK	1.744	57	19.235	3.123	34.298
Karlsruhe LK	1.510	120	26.144	3.421	44.190
Ortenaukreis LK	2.141	41	27.959	4.101	48.560
Konstanz LK	3.575	77	6.505	4.124	20.630
Breisgau-Hochschwarzwald LK	2.826	17	20.435	4.255	39.197
Ravensburg LK	3.184	41	22.857	4.805	43.976
Baden-Württemberg	36.435	2.923	466.411	71.389	818.856
*NSG=Naturschutzgebiete, ND=Naturdenkmale					

Die Kosten der Biotoppflege, die sich aus den Pflegekosten und der Vergütung für den Nutzungsausfall zusammensetzen, liegen für einen Pflegeschnitt inklusive Abtransport des Schnittgutes zwischen 950 und 1.400 DM/ha. Die von den Bezirksstellen für Naturschutz mit einer Mähraupe auf 3,3% der NSG-Fläche durchgeführte Pflege kostet je nach Geländeexposition und Bewuchsstärke 440-1.000 DM/ha (BNL STUTTGART 1993). Die Aufwandsentschädigung für die Pflege von Schutzflächen liegt bei rd. 1.000 DM/ha. Der bei bestimmten Hangneigungen und Verbuschungsgraden notwendige Einsatz einer handgeführten Motorsense oder -säge kann deutlich höhere Kosten von bis zu 4.100 DM/ha verursachen. Je nach Verwachsungsgrad, Steilheit und Zugänglichkeit des Geländes können sich die Pflegekosten auf bis zu 8.000 DM/ha verteuern. Derart hohe Pflegekosten entstehen, wenn die Pflegearbeiten im mehrjährigen Turnus stattfinden oder Erstpflegemaßnahmen notwendig sind. Die nachfolgenden Pflegearbeiten sind mit rd. 600 DM/ha und Jahr wesentlich günstiger zu veranschlagen. Die Ausführungen zu den Kosten der Natur- und Landschaftspflege zeigen, daß die Realisierung des Mengenpotentials ganz entscheidend davon abhängt, wie hoch das Finanzvolumen ist, das zukünftig für Pflegemaßnahmen in Naturschutzgebieten zur Verfügung gestellt wird.

Die hohen Kosten für die nutzungsunabhängige Naturschutz- und Landschaftspflege einerseits und das enge Budget für Pflegemaßnahmen andererseits haben dazu geführt, daß die Entfernung und Verwertung der Pflegerückstände ein fester Bestandteil des Pflegeauftrags ist. Angaben über die Zusammensetzung des Schnittgutes und dessen Verbleib liegen nur vereinzelt vor, da das Entsorgungsproblem in Abhängigkeit von den örtlichen Einsatzmöglichkeiten gelöst wird. Angesichts der sich vereinzelt andeutenden Verwertungsprobleme in Gebieten ohne Landwirtschaft und der angestrebten Ausdehnung der Biotop- und Naturschutzflächen gewinnt die Frage nach der Verwertung oder Entsorgung des Schnittguts von geschützten oder erhaltenswerten Flächen zunehmend an Bedeutung. Überständiges, schilfartiges und anderes, tierphysiologisch nicht nutzbares Schnittgut kann als Einstreu eingesetzt, auf benachbarten Ackerflächen der natürlichen Verrottung überlassen oder kompostiert werden. Auf unwegsamen Flächen, wie z.B. den Trockenhängen im Main-Tauber-Tal, wird das anfallende Pflegematerial vor Ort verbrannt, da ein Abtransport nur mit einem sehr hohen technischen und finanziellen Aufwand möglich wäre.

Im Marktentlastungs- und Kulturlandschaftspflegeausgleich sind die Termine für den Pflegeschnitt mit der Landwirtschaft danach ausgelegt, daß eine stoffliche Verwertung in der landwirtschaftlichen Tierhaltung gewährleistet ist. Die Verfütterung des Grünschnitts hat aufgrund seines reduzierten Nährwertes allerdings ein schlechteres betriebswirtschaftliches Ergebnis zur Folge. Die Zuschüsse von 300 DM/ha auf feucht-nassem Grünland (30.400

ha) und von 200 DM/ha auf Trocken- und Magerrasen (850 ha), die einen Ausgleich für den fütterungsbedingten Einkommensverlust darstellen, sind deutlich günstiger als die Aufwendungen, die für eine Kompostierung erforderlich wären (LANDSCHAFTSPFLEGERICHTLINIE 1991).

Die hohen Kosten für die Erhaltung schützenswerter Flächen und die Erfassung des Pflegeabfalls resultieren unter anderem aus der Kleinflächigkeit - 75% aller Naturschutzgebiete (NSG) sind kleiner als 20 ha und 69% der Biotope nicht größer als 5 ha -, der Topographie und der dissipativen Lage der NSG-Flächen, die den Einsatz leistungsstarker Pflege-, Verdichtungs- und Erfassungsmaschinen einschränken. In jüngster Zeit werden die Anstrengungen verstärkt, großflächige Naturschutzgebiete auszuweisen, da kleinere Biotope einer raschen Entwertung durch Randeinflüsse aus einer intensiv für Freizeitwecke oder landwirtschaftliche Produktionsverfahren genutzten Landschaft unterliegen.

Die regionale Verteilung der geschützten und ökologisch als wertvoll eingestuften Flächen zeigt, daß bestimmte Regionen, wie z.B. der Ortenaukreis (27.959 ha) oder die Landkreise Karlsruhe (26.144 ha) und Ravensburg (22.857 ha), bereits über umfangreiche, allerdings nicht zusammenhängende und nur z.T. geschützte Biotopflächen verfügen. Die gegenwärtigen Pflegeschwerpunkte liegen im LK Ravensburg (1.000 ha), im Main-Tauber-Kreis (430 ha) und im LK Waldshut (Wurzacher Ried: 250 ha und Wollmatinger Ried: 200 ha).

Der NSG-Umfang soll mittelfristig bis auf 3% der Landesfläche ausgedehnt und zusammen mit weiteren 10% der Landesfläche, die laut Biotopkartierung ökologisch wertvoll und schützenswert sind, gepflegt werden (VETTER 1992). Bei diesen Biotopflächen handelt es sich meist um betriebswirtschaftlich minderwertige Standorte, die sich zu einem Drittel aus schwachwüchsigen Trocken- und Magerrasen (3 t TS bzw. 10 t FM/(ha·a)) sowie zu zwei Dritteln aus feucht-nassen Grünlandstandorten (4,7 t TS bzw. 16 t FM/(ha·a)) zusammensetzen und die ohne Pflegeeingriffe der natürlichen Sukzession zum Opfer fallen würden.

Würden zukünftig die bestehenden Naturschutzgebiete in dem vorgesehenen Umfang und 50% der als schützenswert ausgewiesenen Grünlandbiotopflächen (40% der Biotopfläche) gepflegt, könnte das Aufkommen an Pfliegerückständen aus der Naturschutz- und Biotoppflege um mehr als das Zehnfache auf rd. 819.000 t FM ansteigen, wenn man von mittleren Biomasseerträgen von 10 und 16 t FM/(ha·a) ausgeht (s. Tab. 6). Bei diesen Abschätzungen ist allerdings zu berücksichtigen, daß wegen der begrenzten finanziellen Mittel anstelle der Maschinenpflege in zunehmendem Maße auch die vergleichsweise kostengünstige Beweidung mit Schafen und Rindern sowie die natürliche Sukzession als Pflege- und Entwicklungsoption toleriert werden könnten.

Das bei Pflegeeingriffen anfallende Tot- und Restholz auf bewaldeten NSG-/ND-Flächen (rd. 38%) hat eine wichtige Funktion als Lebens- und Nahrungsraum für bestimmte Pflanzen- und Tierarten und als Nährstofflieferant (NICKEL 1992). Die in bewaldeten Schutzflächen anfallenden Pflegerückständen in Höhe von schätzungsweise rd. 11.000 t FM werden deshalb nicht in die Mengenabschätzungen einbezogen.

3.7 Pflanzliche Abfälle und Reststoffe aus der Landwirtschaft

Bei der landwirtschaftlichen Produktion von Futter- und Nahrungsmitteln können folgende Abfälle und Reststoffe anfallen:

- Gehölzrückschnitt aus Obst- und Rebanlagen,
- Aufwuchs von Stilllegungsflächen und
- Stroh.

Die genannten landwirtschaftlichen Produktionsrückstände sind im engeren Sinne keine Pflanzenabfälle, weil sie nur selten und wenn, dann nur in geringen Mengen einer externen Entsorgung und Behandlung zugeführt werden und dies auch aus Gründen des Umweltschutzes und des Allgemeinwohls nicht notwendig ist. Deshalb ist in diesem Bereich mehr von pflanzlichen Reststoffen als von Grünabfällen zu reden.

Bei der Abschätzung des Aufkommens an Gehölzschnitt, der im Sonderkulturbereich bei der Pflege von Baumschulen, Obstanlagen und Rebkulturen jährlich anfällt, wird von einem durchschnittlichen jährlichen Aufkommen von 2 t FM/(ha·a) auf gärtnerisch und landwirtschaftlich genutzten Baumkulturen und Obstanlagen sowie von rd. 1 t FM/(ha·a) auf Rebanlagen ausgegangen. Die Schwerpunkte des Mengenabfalls liegen im Bodensee- und Ortenaukreis sowie im Landkreis Breisgau-Hochschwarzwald (s. Abb. 5). Der überwiegende Teil des in Baden-Württemberg anfallenden Gehölzrückschnitts von insgesamt rd. 68.000 t FM unterliegt keinem Entsorgungsdruck. Unterstellt man, daß 1% des Pflegeholzaufkommens aufgrund eines möglichen Krankheitsdruckes nicht innerhalb des Bestandes verrotten werden sollte, ist mit einem Gehölzschnittaufkommen von ca. 6.800 t FM/a zu rechnen.

Größere Mengen an strukturschwachen pflanzlichen Rückständen fallen im landwirtschaftlichen Bereich bei der Pflege zwangstillgelegter Ackerflächen an, von denen es in Baden-Württemberg derzeit rd. 53.000 ha einjährige Rotationsbrachen und rd. 45.000 ha im Rahmen der Fünfjahresregelung stillgelegte Dauerbrachen gibt. Der im Vergleich zum Bundes-

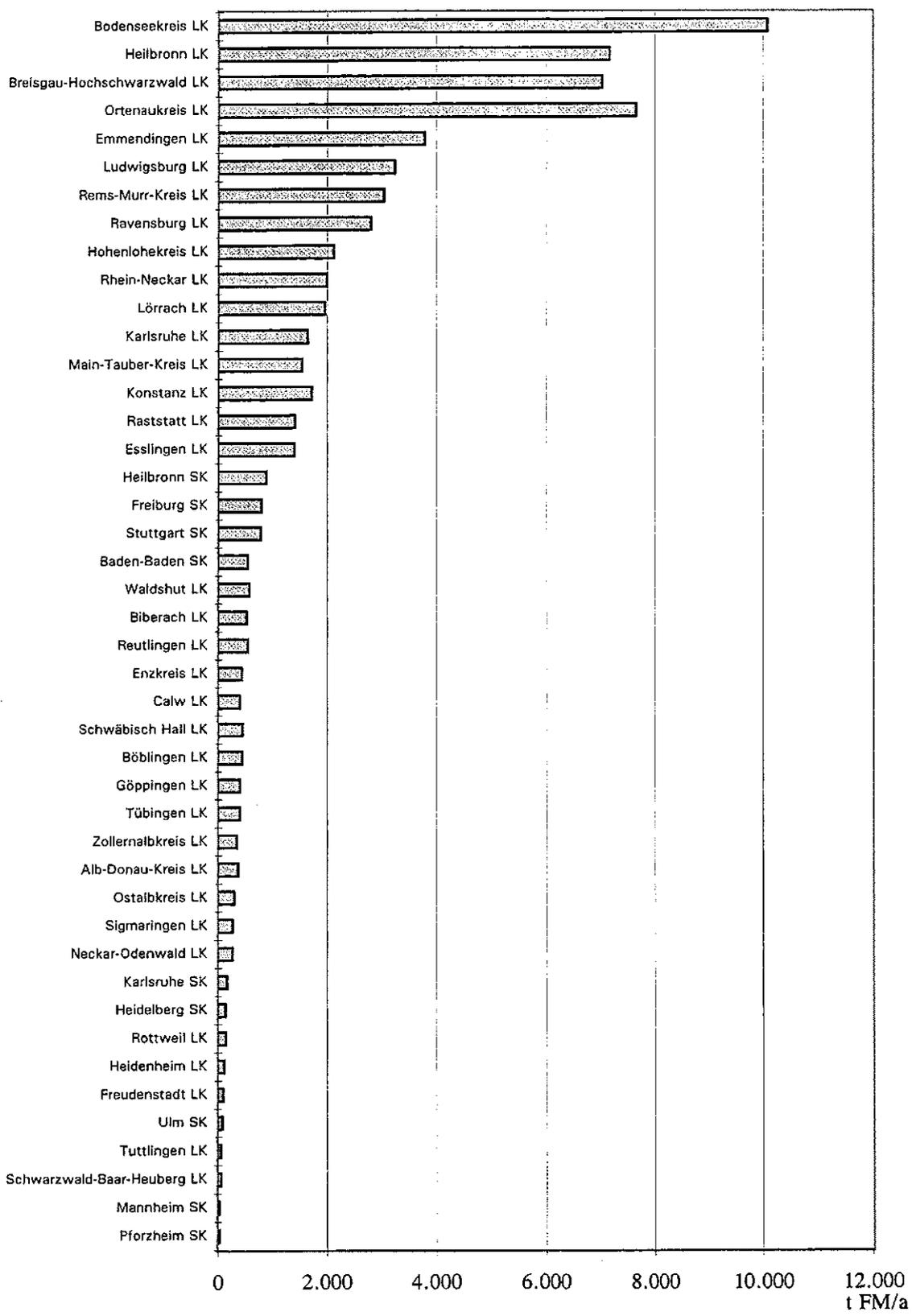


Abb. 5: Aufkommen an holzhaltigen Pflegerückständen aus dem Sonderkulturanbau in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

durchschnitt geringe Stilllegungsumfang ist auf den hohen Anteil an Kleinerzeugern, die von der Zwangsstillegung befreit sind, zurückzuführen. Gegenwärtig (1994) werden 13.500 ha der stillgelegten Fläche nicht gepflegt, sondern mit nachwachsenden Rohstoffen bepflanzt wird. Die Aufwuchsmenge der um diesen Anteil reduzierten, nicht genutzten Stilllegungsflächen (84.700 ha) stellt mit rd. 254.100 t TS pro Jahr im Vergleich zu anderen Pflegeabfallchargen eine interessante Menge an energetisch nutzbarer Biomasse dar, die allerdings nicht von der Fläche gebracht und verwertet werden darf (MLRELF 1994).

Der im landwirtschaftlichen Bereich mengenmäßig bedeutendste pflanzliche Produktionsrückstand ist das als Einstreu oder zusammen mit Wirtschaftsdüngern als Bodenverbesserungsmittel eingesetzte Stroh. Die Bedeutung von Stroh als Nährstoff- und Humuslieferant ist durch den Einsatz von mineralischen Düngemitteln, die Umstellung der Tierhaltungsverfahren auf strohlose Produktionsverfahren und den Zukauf von leistungsförderndem Tierfutter gesunken. Da ein Einarbeiten der Ernterückstände tendenziös mit Vorteilen im Hinblick auf die Bodenfruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit der Flächen verbunden ist, können diese bedenkenlos der Feldrotte überlassen werden. Unter den landwirtschaftlichen Produktionsrückständen ist das Getreidestroh aufgrund des Mengenpotentials, der Homogenität, der Schadstoffarmut und der Kosten der interessanteste potentielle Energieträger für Biobrennstoffanlagen. Der Reststoff Stroh wird in dieser Arbeit als Basisbrennstoff sowie als Mischbrennstoff für die in anderen Bereichen anfallenden Bio- und Grünabfälle betrachtet, welches dazu beitragen könnte, die technisch-organisatorischen Probleme der energetischen Verwertung pflanzlicher Pflegeabfälle zu verringern.

Das Strohaufkommen kann über die Getreidefläche der Stadt- und Landkreise, die kreisspezifischen Hektarerträge (STATISTISCHE BERICHTE BADEN-WÜRTTEMBERG 1994) und das Korn zu Stroh-Verhältnis von Weizen, Gerste, Roggen und Hafer (RUHR-STICKSTOFF AG 1988) abgeschätzt werden. Die für eine energetische Nutzung verfügbare Strohmenge wird nicht regional differenziert erfaßt, da sie von verschiedenen bodenspezifischen und betriebsinternen Faktoren abhängig ist. Vereinfacht wird davon ausgegangen, daß 50 % des Strohs als Einstreumaterial oder Futtermittel benötigt werden oder zur Aufrechterhaltung des Humusgehalts auf der Ackerfläche belassen werden sollten (WINTZER et al. 1993), und rd. 1,81 Mio. t TS Stroh als Biobrennstoff verfügbar sind (s. Tab. 7). In den Landkreisen Main-Tauber, Alb-Donau, Biberach, Schwäbisch Hall, Neckar-Odenwald und Heilbronn fallen zusammen über 37% des baden-württembergischen Strohaufkommens an. Die für energetische Zwecke tatsächlich einsetzbare Strohmenge wird durch den Strohbedarf für Tierhaltungsverfahren in stroharmen Regionen und das preisabhängige Nachfrage-Angebot-Verhältnis auf dem Biobrennstoffmarkt bestimmt.

Tab. 7: Gegenwärtiges Aufkommen und verfügbare Menge an Stroh in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	Weizen- stroh*	Gersten- stroh*	Hafer- stroh*	Roggen- stroh*	Verfügbares Stroh**
	<i>Aufkommensmenge (t FM/a)</i>				<i>t TS/a</i>
Baden-Baden SK	833	567	177	1.480	1.315
Pforzheim SK	1.185	807	251	2.106	1.870
Freiburg SK	2.412	2.057	752	2.864	3.477
Stuttgart SK	3.488	2.787	803	1.749	3.796
Heidelberg SK	2.580	1.757	547	4.584	4.071
Karlsruhe SK	3.463	2.605	740	6.886	5.888
Mannheim SK	4.849	3.302	1.028	8.615	7.652
Heilbronn SK	7.357	6.174	1.916	4.162	8.432
Ulm SK	7.116	5.868	2.630	5.401	9.036
Lörrach LK	8.982	7.808	3.055	12.007	13.696
Emmendingen LK	11.642	9.848	3.809	14.071	16.929
Tuttlingen LK	12.157	10.626	3.757	16.072	18.323
Rastatt LK	12.448	8.668	2.785	24.648	20.876
Esslingen LK	18.407	15.501	4.996	10.257	21.139
Calw LK	15.030	10.196	3.319	26.234	23.555
Rems-Murr-Kreis LK	21.559	19.265	5.615	10.922	24.665
Göppingen LK	21.779	19.204	5.940	13.260	25.879
Freudenstadt LK	17.529	10.874	3.696	28.088	25.880
Tübingen LK	22.460	18.036	8.263	15.024	27.427
Zollernalbkreis LK	23.152	18.454	8.714	15.897	28.473
Enzkreis LK	18.730	12.856	3.863	30.880	28.521
Waldshut LK	20.147	17.647	6.133	23.190	28.861
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	20.064	17.365	6.259	23.839	29.037
Bodenseekreis LK	24.454	20.161	8.821	16.414	30.036
Rottweil LK	22.709	19.094	7.524	25.035	31.975
Böblingen LK	29.250	25.253	8.269	16.557	34.112
Breisgau-Hochschwarzwald LK	23.763	20.442	7.781	31.532	35.913
Konstanz LK	25.844	21.058	7.835	31.041	36.885
Heidenheim LK	32.334	26.975	8.902	18.536	37.301
Reutlingen LK	32.300	26.482	12.659	27.253	42.439
Ravensburg LK	39.228	32.965	14.224	27.212	48.860
Ortenaukreis LK	35.194	30.587	11.125	41.078	50.733
Ludwigsburg LK	47.580	42.581	13.190	30.394	57.510
Hohenlohekreis LK	57.129	46.879	15.145	34.957	66.267
Ostalbkreis LK	59.311	52.472	15.953	34.900	69.934
Karlsruhe LK	48.210	32.481	9.424	83.550	74.676
Rhein-Neckar LK	49.641	34.568	10.081	82.197	75.890
Sigmaringen LK	66.179	51.458	22.561	43.236	78.877
Heilbronn LK	83.678	74.584	22.028	52.617	100.150
Neckar-Odenwald LK	61.446	42.312	12.649	116.901	100.322
Schwäbisch Hall LK	90.945	74.969	23.488	50.323	103.082
Biberach LK	93.722	75.326	34.260	66.363	115.959
Alb-Donau-Kreis LK	97.541	77.831	34.691	64.320	117.984
Main-Tauber-Kreis LK	108.538	90.424	29.715	62.706	125.294
Baden-Württemberg	1.406.366	1.141.174	409.374	1.259.359	1.812.998
Quelle: STATISTISCHE BERICHTE 1994, RUHR-STICKSTOFF AG 1988 und eigene Abschätzungen					
*Stroh-Korn-Verhältnis bei Weizen u. Gerste: 1,1:1, bei Hafer: 1,3:1 u. Roggen 1,6:1. **Verfügbare Strohanteil: 50%					

3.8 Pflege- und Nutzungsrückstände aus der Waldbewirtschaftung

Baden-Württemberg verfügt mit einer Waldfläche von rd. 1,324 Mio. ha, was 37,8% der Landesfläche entspricht, nach den Bundesländern Hessen und Rheinland-Pfalz über den drittgrößten Waldbestand in Deutschland bezogen auf die Landesfläche (FVA 1993). Die eigentliche Holzproduktion findet nach Abzug der Strauchflächen, Holzlagerplätze und Waldwege auf 1,3 Mio. ha Waldwirtschaftsfläche statt, die zum überwiegenden Teil als Altersklassenwald gestaltet ist.

Mit der Bundeswaldinventur (1986-1990) wurden erstmalig für das gesamte Bundesgebiet mit Hilfe einer detaillierten Waldzustandserfassung abgesicherte Erkenntnisse über das Nutzungspotential sowie über die Gefährdung, Schädigung und Fehlentwicklungen des Waldes gewonnen. Den Erhebungen der Bundeswaldinventur (BWI 1992) zufolge hat in der Vergangenheit ein Anstieg der Vorratsfestmeter auf durchschnittlich 361 VFM/ha (oberirdische Holzmasse ab einer Derbholzstärke von 7 cm) stattgefunden. Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, daß in den letzten Jahren notwendige Durchforstungsarbeiten wegen der schlechten Absatzchancen für Schwachholz hinausgezögert oder nicht durchgeführt wurden. Im Landesdurchschnitt wurden auf 4,6% der Altersklassenwaldfläche Pflegedefizite in den jungen Beständen der ersten (<20 Jahre) und zweiten Altersklasse (21-40 Jahre) und hier vornehmlich in Reinbeständen aus Fichte und Buche festgestellt. Unterlassene Pflegemaßnahmen in Jungbeständen oder Durchforstungen haben nachteilige Auswirkungen auf die Bestandesentwicklung und sollten deshalb beseitigt werden.

Die bei Pflege- und Endnutzungsarbeiten anfallende Menge an Pflegerückständen ist von der Altersstruktur des Bestandes, der Baumart und von den naturräumlichen Gegebenheiten (Klima, Geologie) sowie von den Besitzverhältnissen abhängig. Nennenswerte Mengen an holzigen Pflegerückständen fallen bei der Läuterung der 10- bis 15jährigen Jungholzbestände, bei Durchforstungen und bei der Endnutzung des schlagreifen Hochwaldes an (Kronenderbholz, Reisigholz aus der Entastung, oberirdisches Stockholz unterhalb des Fällschnitts). Regional differenzierte Angaben über den Umfang an Pflege- und Nutzungsrückständen, die bei einer ordnungsgemäßen Waldbewirtschaftung und bei der Abarbeitung der ausgewiesenen Pflegedefizite entstehen, liegen nicht vor. Die Pflegeholzmenge muß deshalb über die in der Bundeswaldinventur (FVA 1993) erfaßten Pflegerückstände, die region- und baumartspezifischen Umtriebszeiten und Holzzuwächse sowie den vom Wuchsgebiet abhängigen Holzvorrat und Holzzuwachs abgeschätzt werden.

In Baden-Württemberg ist der von vier Forstdirektionen verwaltete Wirtschaftswald in sieben Wuchsregionen (Oberrheinisches Tiefland, Odenwald, Schwarzwald, Neckarland,

Baar-Wutach, Schwäbische Alb und Südwestdeutsches Alpenvorland) unterteilt. Ein Drittel der Stadt- und Landkreise liegt innerhalb dieser nach geographischen und klimatischen Gesichtspunkten ausgewiesenen Wuchsgebiete. Bei den anderen Kreisen überschneiden sich die Verwaltungsgrenzen mit der naturräumlichen Gliederung, so daß die angestrebte kreisspezifische Zuordnung der Ertragsklassen nach Wuchsgebieten nicht möglich ist. Das Aufkommen an Holzurückständen aus Durchforstungs- und Endnutzungsmaßnahmen wird anhand einer Grobzuteilung von baumartspezifischen Zuwachsraten und Umtriebszeiten abgeschätzt. Dabei wird vereinfacht unterstellt, daß jährlich auf rd. 10% der Waldwirtschaftsfläche eine Bestandespflege durchgeführt wird und dabei pro Hektar rd. 7 t TS/(ha-a) Nadelholz bzw. 5 t TS/(ha-a) Laubholz anfallen. Bei der Endnutzung nach 116 Jahren (Nadel) bzw. 129 Jahren (Laub) fallen weitere 14 bzw. 10 t TS/(ha-a) an. Die Abarbeitung der Pflegedefizite innerhalb eines Zeitraum von 10 Jahren führt zu einem Aufkommen an Holzurückständen von 21 bzw. 15 t TS/(ha-a) Nadel- bzw. Laubholzfläche. Insgesamt liegt das Aufkommen an Holzurückständen in Baden-Württemberg bei 1,03 Mio. t TS (s. Tab. 8). Die höchsten kreisspezifischen Holz mengen fallen im Ortenaukreis, im Landkreis Freudenstadt und im Ostalbkreis an. Der Beitrag der sieben Stadtkreise am Gesamtaufkommen spielt mit insgesamt 3,1% eine erwartungsgemäß vernachlässigbare Rolle. Zu einem ähnlichen Ergebnis gelangen auch andere Mengenabschätzungen.

Nach SEEGER (1992), der ein jährliches Aufkommen an Ernterückständen und zusätzlich nutzbarem Derbholz von bundesweit 6,2 Mio. TS ermittelte, würden in Baden-Württemberg ca. 1,05 Mio. t TS Holzurückstände pro Jahr anfallen. Die Forstdirektion Freiburg geht ebenfalls davon aus, daß inklusive einer 20%igen Mehrnutzung, die als Pflegerückstand anfallende, nutzbare Holzmenge bei rd. 2 Mio. FM bzw. 0,93 Mio. t TS liegt (TEXTOR 1995). THOROE (1993) schätzt, daß die Aufkommensmenge mit 0,9-1,5 Mio. t TS/a möglicherweise noch höher sein könnte.

Die Abschätzung des erfaßbaren Restholzes aus Pflege- oder Endnutzungsarbeiten ist schwierig, da wegen der teilweise extremen topographischen Lage und der hohen Bergungskosten nur ein Teil des Holzaufkommens kostendeckend erfaßbar ist. In reliefintensiven Gebieten kann insbesondere die Hangneigung zu einem unüberwindbaren technisch-ökonomischen Hindernis bei der Erfassung von Waldrestholz werden. Der Flächenanteil der steileren Hanglagen mit einer Neigung über 40% liegt bei 16% der Waldfläche. Weitere 12% und 10% der Waldfläche entfallen auf die Hangneigungsstufen 21-30% und 31-40%. Gerade mal 44% der Waldfläche sind ebene oder schwach geneigte Lagen (bis 10%), die im Vergleich zu den Hanglagen eine hohe Dichte an Fahrwegen und an Holzurückwegen aufweisen und eine flächendeckende Restholzerfassung grundsätzlich erlauben würden.

Tab. 8: Aufkommen an holzigen Rückständen aus der Bestandespflege und Endnutzung des Wirtschaftswaldes in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Stadt-/Landkreis	Bestandespflege		Endnutzung		Pflegedefizit		Pflegeabfall
	Nadel	Laub	Nadel	Laub	Nadel	Laub	Summe
	<i>t TS/a</i>						
Heilbronn SK	512	328	88	51	71	45	1.095
Mannheim SK	613	536	106	83	85	74	1.496
Ulm SK	917	461	158	72	127	64	1.798
Heidelberg SK	1.588	1.391	274	216	219	192	3.879
Karlsruhe SK	1.603	1.403	276	218	221	194	3.915
Stuttgart SK	1.899	1.216	327	188	262	168	4.060
Freiburg SK	2.470	654	426	101	341	90	4.083
Pforzheim SK	1.797	1.573	310	244	248	217	4.388
Baden-Baden SK	3.006	2.631	518	408	415	363	7.341
Ludwigsburg LK	4.654	2.980	802	462	642	411	9.952
Tübingen LK	7.098	3.569	1.224	553	980	493	13.916
Esslingen LK	6.919	4.430	1.193	687	955	611	14.794
Bodenseekreis LK	7.565	3.803	1.304	590	1.044	525	14.831
Göppingen LK	7.682	4.918	1.324	763	1.060	679	16.426
Konstanz LK	10.198	2.702	1.758	419	1.407	373	16.858
Böblingen LK	7.920	5.071	1.366	786	1.093	700	16.935
Hohenlohekreis LK	7.948	5.089	1.370	789	1.097	702	16.995
Enzkreis LK	7.870	6.890	1.357	1.068	1.086	951	19.221
Emmendingen LK	11.711	3.102	2.019	481	1.616	428	19.357
Rottweil LK	12.124	3.212	2.090	498	1.673	443	20.040
Heilbronn LK	10.151	6.499	1.750	1.008	1.401	897	21.707
Heidenheim LK	10.417	6.669	1.796	1.034	1.438	920	22.274
Tuttlingen LK	13.589	3.600	2.343	558	1.875	497	22.461
Lörrach LK	15.699	4.159	2.707	645	2.167	574	25.950
Rems-Murr-Kreis LK	12.583	8.056	2.169	1.249	1.736	1.112	26.905
Zollernalbkreis LK	14.805	7.444	2.553	1.154	2.043	1.027	29.026
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	17.888	4.739	3.084	735	2.469	654	29.569
Reutlingen LK	15.106	7.595	2.605	1.178	2.085	1.048	29.617
Biberach LK	15.722	7.905	2.711	1.226	2.170	1.091	30.824
Alb-Donau-Kreis LK	15.758	7.923	2.717	1.228	2.175	1.093	30.894
Main-Tauber-Kreis LK	14.472	9.266	2.495	1.437	1.997	1.279	30.945
Karlsruhe LK	13.107	11.475	2.260	1.779	1.809	1.583	32.012
Raststatt LK	13.406	11.737	2.311	1.820	1.850	1.620	32.743
Rhein-Neckar LK	13.482	11.803	2.325	1.830	1.861	1.629	32.929
Waldshut LK	20.921	5.542	3.607	859	2.887	765	34.582
Ravensburg LK	18.179	9.140	3.134	1.417	2.509	1.261	35.641
Sigmaringen LK	18.462	9.282	3.183	1.439	2.548	1.281	36.195
Schwäbisch Hall LK	17.509	11.210	3.019	1.738	2.416	1.547	37.440
Breisgau-Hochschwarzwald LK	24.775	6.563	4.272	1.018	3.419	906	40.952
Neckar-Odenwald LK	16.798	14.706	2.896	2.280	2.318	2.029	41.027
Calw LK	17.470	15.295	3.012	2.371	2.411	2.111	42.670
Ostalbkreis LK	21.912	14.029	3.778	2.175	3.024	1.936	46.853
Freudenstadt LK	20.865	17.070	3.597	2.647	2.879	2.356	49.415
Ortenaukreis LK	33.189	8.792	5.722	1.363	4.580	1.213	54.860
Baden-Württemberg	512.359	276.458	88.338	42.862	70.706	38.151	1.028.873

Gegenwärtig werden nur rd. 4% des Gesamteinschlags bzw. rd. 167.000 t TS als Brennholz genutzt (TEXTOR 1995). Die Aufarbeitung des Brennholzes erfolgt durch kleinere Waldbesitzer (40%) oder durch Selbstwerber in Form von Wellen, Prügelholz oder in zunehmendem Maße auch als Hackschnitzel (60%). Die erfaßbare Menge ist ganz entscheidend von den Energiepreisen und der Holzbeschaffenheit abhängig. Bei den in Baden-Württemberg anfallenden holzartigen Nutzungsrückständen handelt es sich vor allem um Nadelholz, da die Fichte in allen Wuchsgebieten mit Ausnahme des Oberrheinischen Tieflandes die dominierende Baumart ist. Von der gesamten Waldfläche Baden-Württembergs sind 65,3% mit Nadelbäumen und 34,7% mit Laubbäumen bewachsen (FVA 1993).

Die bei Pflege- und Durchforstungsarbeiten und bei der Endnutzung im Wirtschafts- und Erholungswald anfallenden Pflegerückstände können Abfallcharakter annehmen, wenn sie aus phytohygienischen Gründen nicht der natürlichen Verrottung überlassen werden können. Die meist kleinflächigen Schadensherde stellen eine potentielle Gefahr für die umliegenden Baumbestände dar, die insbesondere in heißen und trockenen Sommern zu Borkenkäferkalamitäten in Nadelwäldern führen und erhebliche Schäden verursachen können. In Schleswig-Holstein lag die Totalfraßfläche im Jahr 1995 bei rd. 500 ha bzw. 0,32% der Waldfläche (AGRA-EUROPE 1995a). Wenn man davon ausgeht, daß in Baden-Württemberg im Jahresmittel ein ähnlicher Anteil der Waldwirtschaftsfläche aus Kalamitätsgründen gepflegt werden muß und dabei rd. 18 t TS/ha anfallen, ist mit einem Pflegeholzaufkommen von rd. 74.000 t TS zu rechnen.

3.9 Gesamtaufkommen an pflanzlichen Abfällen und Reststoffen

Das potentielle Aufkommen an organischen Küchenabfällen und pflanzlichen Pflegeabfällen aus dem privaten, gewerblichen und öffentlichen Bereich sowie aus der Straßenrand-, Gewässerrand- und Naturschutz- bzw. Biotoppflege liegt in Baden-Württemberg bei rd. 400 kg FM/(EW·a) (s. Tab. 9). Die strukturschwachen Pflanzen- und Küchenabfälle bestimmen mit rd. 92% die Aufkommensmenge an Bio- und Grünabfällen. Diese Relation verschiebt sich etwas zugunsten der holzhaltigen Pflegeabfälle, wenn an Stelle der Aufkommensmenge die erfaßbare Menge betrachtet wird, da von den strukturschwachen Bio- und Grünabfällen nur 42%, von den holzartigen Pflegerückständen dagegen gut 77% erfaßt werden. Etwa 13% der erfaßbaren Menge von rd. 180 kg FM/(EW·a) gehören zur Fraktion der holzreichen Organikabfälle.

Das Aufkommen an strukturschwachen Bio- und Grünabfällen wird ganz entscheidend durch die Küchen- und Gartenabfälle, aber auch durch die kommunalen Pflegeabfälle und die Rückstände aus der Biotoppflege bestimmt

Tab. 9: Überblick über das Aufkommen und die erfaßbaren Mengen an Bio- und Grünabfällen bzw. land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen in Baden-Württemberg

		Strukturschwache Bio- und Grünabfälle bzw. Reststoffe		Holzhaltige Bio- und Grünabfälle bzw. Reststoffe	
		Aufkommen	Erfaßbare Menge	Aufkommen	Erfaßbare Menge
Organische Küchenabfälle	t FM/a	765.000	317.000	-	-
Grünabfälle von Privatgärten	t FM/a	1.533.000	890.000	49.000	44.000
Organische Gewerbeabfälle	t FM/a	79.000	55.000	155.000	109.000
Kommunale Grünabfälle	t FM/a	295.000	177.000	58.000	52.000
Grünabfälle von Straßenbegleitflächen	t FM/a	169.000	98.000	25.000	18.000
Pflegeabfälle von Gewässerbegleitflächen	t FM/a	46.000	37.000	30.000	23.000
Pflegeabfälle von Naturschutzflächen	t FM/a	71.000	-	-	-
Pflegeabfälle von Biotopflächen	t FM/a	819.000	-	-	-
Pflegerückstände insgesamt	t FM/a	3.777.000	1.574.000	317.000	246.000
Einwohnerspezifische Abfallmenge	kg FM/a	372	155	31	24
Reststoffe aus der Landwirtschaft	t TS/a	1.813.000	-	68.000	7.000
Reststoffe aus der Forstwirtschaft	t TS/a	-	-	1.029.000	74.000
Reststoffe insgesamt	t TS/a	1.813.000	-	1.097.000	81.000
Einwohnerspezifische Reststoffmenge	kg TS/a	179	-	108	8

Im Stadtkreis Stuttgart und in den Landkreisen Böblingen und Ludwigsburg hat die Fraktion der privaten Küchen- und Gartenabfälle mit rd. 80% einen überdurchschnittlichen Anteil am Gesamtaufkommen. Einen vergleichsweise geringen Anteil von unter 50% weisen dagegen der Stadtkreis Baden-Baden, die Landkreise Emmendingen und Sigmaringen sowie der Enzkreis auf (s. Abb. 6). Rückstände aus der Biotoppflege fallen mit einem Anteil von ca. 30% am Gesamtaufkommen vor allem in den Landkreisen Freudenstadt, Schwarzwald-Baar-Heuberg und Breisgau-Hochwarzwald sowie in den Landkreisen Ravensburg und Biberach ins Gewicht. Die Pflegerückstände aus der Biotopflächenpflege stellen, bezogen auf das Abfallaufkommen in Baden-Württemberg, ebenfalls eine relevante Größe dar. Zusammen mit dem Aufwuchs von Naturschutzflächen stellen sie fast ein Viertel des Gesamtaufkommens und werden in ihrer Bedeutung nur noch von den Grünabfällen aus Privatgärten übertroffen, deren Anteil bei rd. 40% liegt (s. Tab. 9).

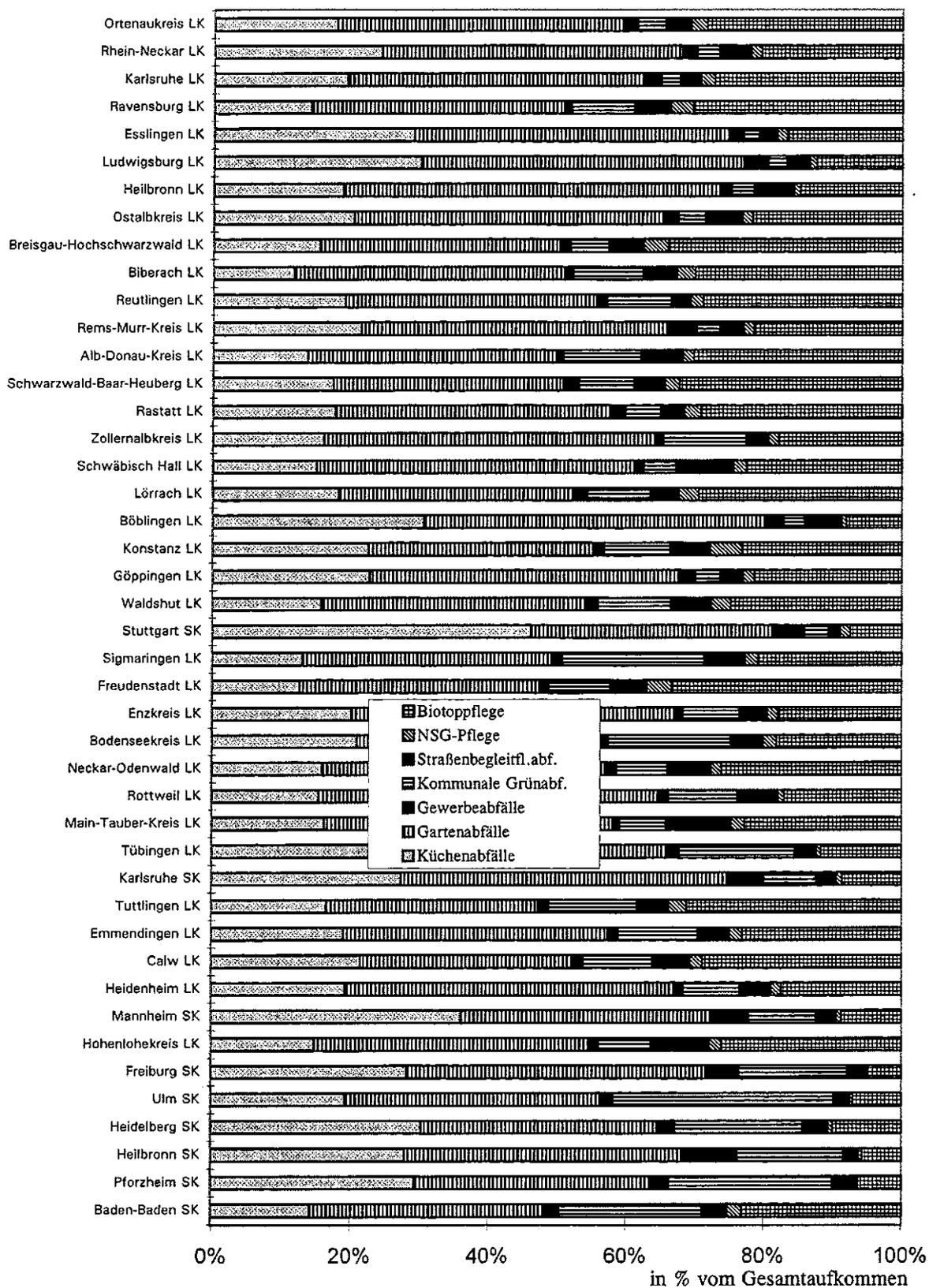


Abb. 6: Anteile der einzelnen Abfallarten am Bio- und Grünabfallaufkommen der Stadt- und Landkreise Baden-Württembergs

Die Landkreise Rhein-Neckar, Karlsruhe und der Ortenaukreis, die alle drei gekennzeichnet sind durch eine große Kreisbodenfläche und eine hohe Einwohnerzahl, verfügen sowohl über die größten Aufkommensmengen als auch über die größten Anteile an erfaßbaren Bio- und Grünabfällen (s. Abb. 7). In den fünf Landkreisen mit dem größten Pflegeschnittaufkommen fallen ca. 23% des Gesamtaufkommens an. Bei den Kreisen, die ein unterdurchschnittliches Aufkommen haben, handelt es sich um flächen- und einwohnerschwache Stadtkreise. Aus den Stadtkreisen Baden-Baden, Pforzheim, Heilbronn, Ulm und Heidelberg stammen nur 3,5% der in Baden-Württemberg anfallenden Grünabfallmenge.

Abbildung 7 zeigt, daß die erfaßbaren Bio- und Grünabfallmengen kein Spiegelbild der Aufkommensmengen darstellen. In dichter besiedelten Landkreisen und einwohnerstarken Stadtkreisen werden verhältnismäßig große Bio- und Grünabfallmengen der öffentlichen Abfallbehandlung übergeben. Dies ist damit zu erklären, daß in den verdichteten Siedlungsgebieten die private stoffliche Verwertung mangels Flächenverfügbarkeit nur begrenzt möglich ist. Die dargestellte Rangfolge könnte sich ändern, wenn in den nächsten Jahren die Erfassungsquote schrittweise erhöht oder angeglichen wird. Dadurch könnten in Landkreisen, wie z.B. Ravensburg, Reutlingen oder Biberach, wo die Erfassungsquoten im Verhältnis zum Aufkommen und zum Landesdurchschnitt bislang verhältnismäßig niedrig sind, größere Abfallmengen der externen Entsorgung angedient werden. In den Stadtkreisen sind die erfaßten Mengen in Relation zum Aufkommen höher als in den Landkreisen, wo ein Teil des Biomasseaufkommens durch Eigenkompostierung oder Mulchpflege vor Ort verwertet oder verrottet wird und deshalb nicht in der Abfallbilanz auftaucht.

Die Pflegerückstände aus der Forstwirtschaft haben mit 37,5% einen geringeren Anteil am Gesamtaufkommen land- und forstwirtschaftlicher Reststoffe von 290 kg TS/(EW·a) als die verfügbaren Strohmenngen. Die Schwerpunkte des Strohaufkommens befinden sich in den Landkreisen Schwäbisch Hall, Biberach, Alb-Donau und Main-Tauber, wo zusammen über ein Viertel des Strohpotentials von Baden-Württemberg anfällt. Die größten Mengen an Waldrestholz sind dagegen im Ortenaukreis, im LK Freudenstadt und im Ostalbkreis verfügbar. Ein ähnliches Verteilungsmuster wie bei den strukturschwachen Bio- und Grünabfällen zeigt sich beim Aufkommen an holzartigen Pflegerückständen. Die neun Stadtkreise stellen rd. 4% der gesamten Holzrückstände in Baden-Württemberg (s. Abb. 8). Aufgrund ihrer großen Wald-, Obst- und Weinanbauflächen sind der LK Breisgau-Hochschwarzwald und der Ortenaukreis die Gebiete mit dem größten Aufkommen an holzartigen Pflegeabfällen.

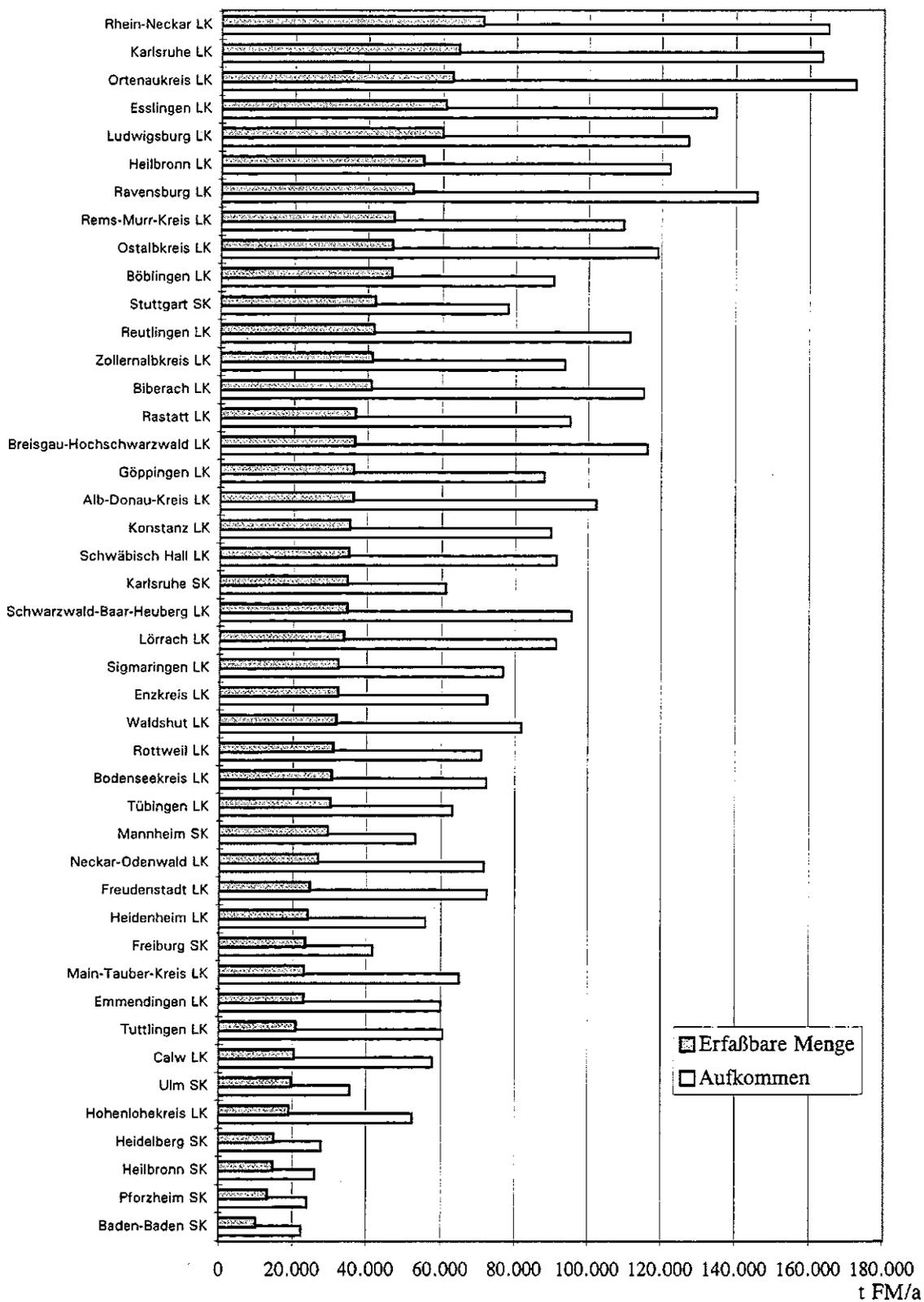


Abb. 7: Gesamtumfang des Aufkommens und der erfassbaren Menge an strukturschwachen Bio- und Grünabfällen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

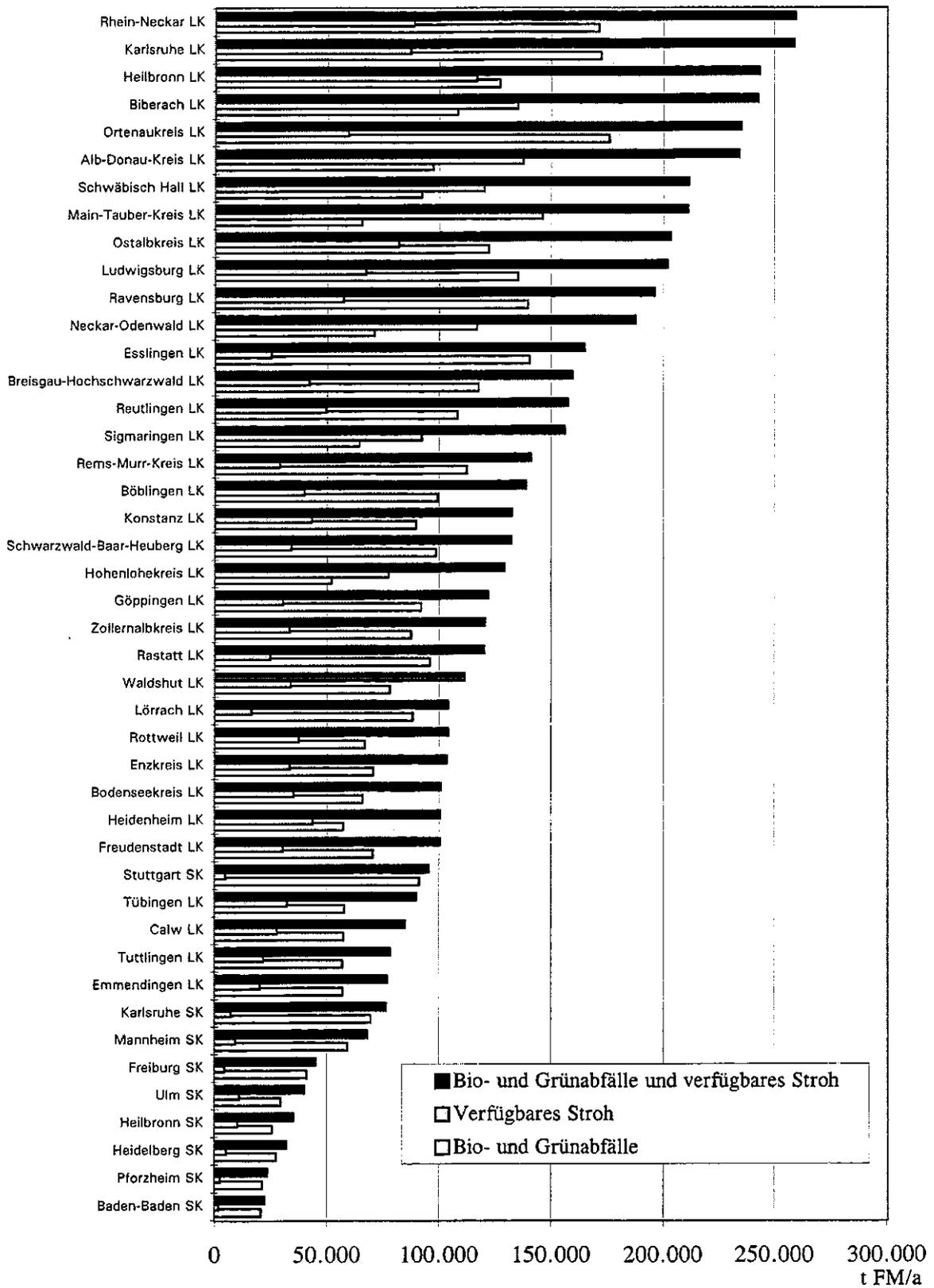


Abb. 8: Gesamtaufkommen an strukturschwachen Bio- und Grünabfällen und verfügbarem Stroh in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

Die Ausdehnung der getrennten Erfassung organischer Abfälle könnte dazu führen, daß sich die Bedeutung der flächenstarken Landkreise beim Abfallaufkommen erhöht. Trotz des im Abfallrecht festgeschriebenen Verwertungsgebots und der daraus erwachsenden Pflicht zur getrennten Sammlung und Behandlung der kompostierbaren organischen Abfälle dürfte eine flächendeckende Erfassung und Behandlung strukturschwacher Bio- und Grünabfälle aufgrund ökonomischer und logistischer Probleme in den nächsten Jahren kaum zu realisieren sein. Der Erfassungsgrad für holzige Pflegerückstände von privaten und öffentlichen Grünflächen ist bereits sehr hoch und dürfte nur noch geringfügig zu steigern sein.

Der überragende Anteil der Privathaushalte am Aufkommen strukturschwacher Pflegerückstände wird auch bei ansteigenden Pflegegrasmengen als Folge erweiterter Naturschutz- und Biotoppflegetätigkeiten erhalten bleiben. Die Bedeutung der Pflanzenabfälle aus der Friedhofspflege und der Unterhaltung von Straßen- und Gewässerbegleitflächen dürfte dagegen zurückgehen. Bei den holzartigen Pflegerückständen liegt der Anteil der zu behandelnden Abfälle im Verhältnis zum Aufkommen deutlich höher als bei den strukturschwachen Pflanzenabfällen. Der Aufwuchs an holzartiger Biomasse ist im Vergleich zu den Nutzungsrückständen aus der Forstwirtschaft mit 9,3 % bzw. 13,5 % als Energieträger trotz der hohen Erfassungsquote im privaten und kommunalen Bereich von untergeordneter Bedeutung.

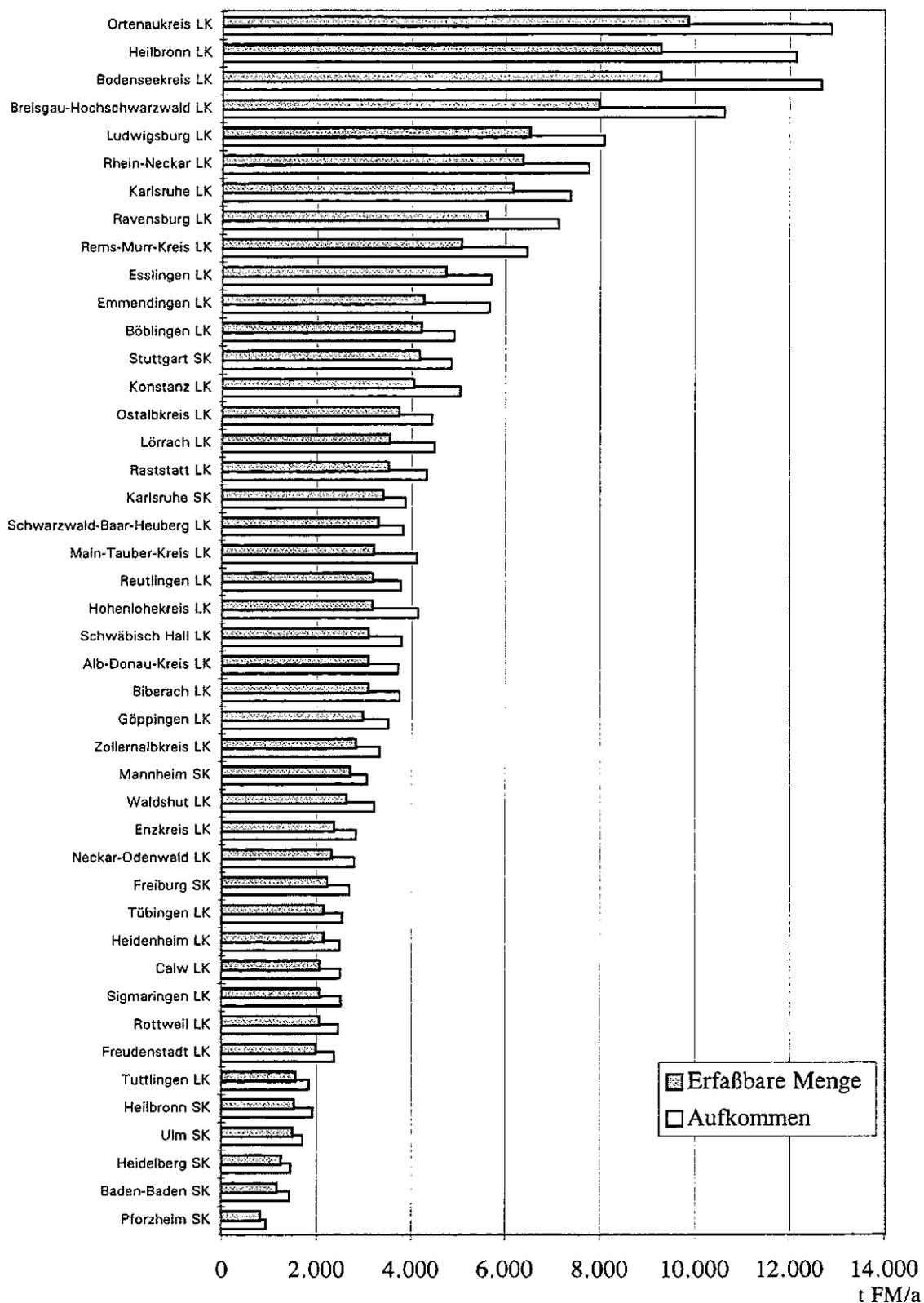


Abb. 9: Gesamtumfang des Aufkommens und der erfassbaren Menge an holzhaltigen Pflegerückständen in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

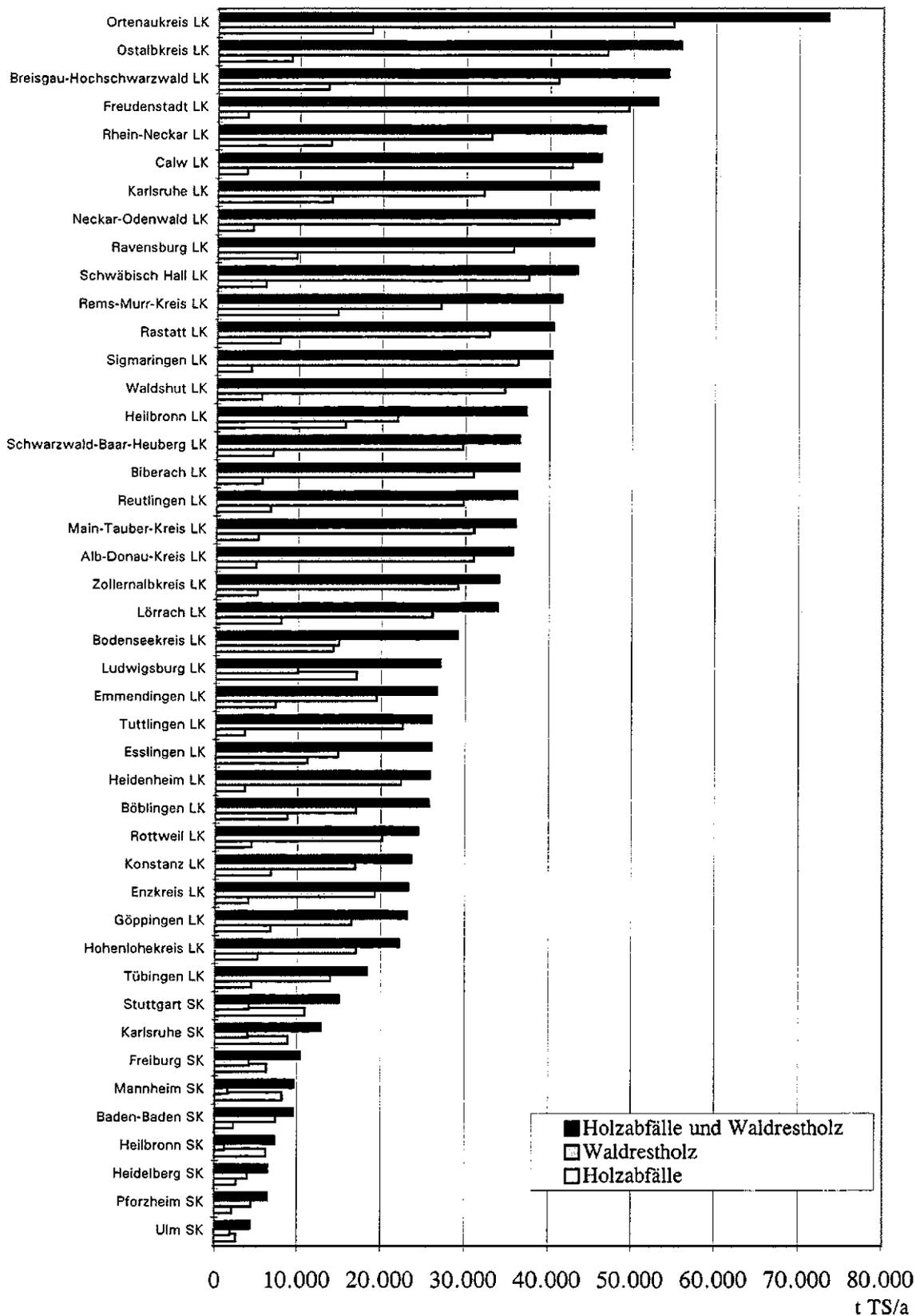


Abb. 10: Gesamtaufkommen an Holzabfällen und Waldrestholz in den Stadt- und Landkreisen Baden-Württembergs

4. Abfall- und Reststoffzusammensetzung

Die Zusammensetzung der Bio- und Grünabfälle richtet sich nach der Jahreszeit und der Siedlungs- und Bevölkerungsstruktur, dem Erfassungssystem und der geogen-pedogen bedingten bzw. immissionsseitigen Schadstoffbelastung. Der Bioabfall kann folgende Fraktionen enthalten:

- Grüngut (Baum-, Strauch-, Blumenschnitt, Wurzeln, Topfpflanzen, usw.),
- Obst- und Gemüsereste,
- verschmutztes Papier (Kaffee-, Teefilter),
- Speisereste pflanzlicher und tierischer Herkunft und
- verbrauchte Erdchargen.

Die abfall- und reststoffspezifische Konsistenz und chemisch-physikalische Zusammensetzung der einzelnen Bio- und Grünabfallchargen sowie der land- oder forstwirtschaftlichen Reststoffe bestimmen die technische Eignung der Abfallart für eine stoffliche oder energetische Umwandlung oder Verwertung und die dafür notwendigen Aufbereitungsschritte. Ausschlaggebend sind dabei folgende, für mikrobiologische und verbrennungstechnische Vorgänge wichtigen Parameter:

- der Trockensubstanz- bzw. Wassergehalt,
- die Schüttdichte oder Porosität,
- das C/N-Verhältnis,
- die Nährstoffgehalte,
- der Störstoffanteil und dessen Zusammensetzung sowie
- die anorganischen und organischen Schadstoffgehalte.

Die ersten drei Kenngrößen beeinflussen den Ablauf der Behandlung, während die letzten drei Kenngrößen wichtige Kriterien zur Bewertung der Umweltverträglichkeit der Verfahren sowie der erzeugten Sekundärrohstoffe darstellen. Umfangreiche experimentelle Untersuchungen zur qualitativen Zusammensetzung und Schadstoffbelastung getrennt erfaßter Abfallfraktionen sind nicht verfügbar. Die Angaben, die bei der wissenschaftlichen Beglei-

tung von Projekten zur Einführung der Biotonne erfaßt wurden, sind wegen des Einflusses der Siedlungsstruktur und der Sortierdisziplin nicht verallgemeinerbar. Außerdem handelt es sich dabei meist um Informationen über die Kompostqualität aus getrennt gesammelten Bio- und Grünabfällen, die aufgrund von Absiebevorgängen, Sickerwasserverlusten oder anlageninternen Schad-stoffeinträgen eine Rückrechnung auf die Inputwerte problematisch erscheinen lassen. Mit Hilfe des von Tabasaran und Sihler (1993) erarbeiteten Datenmaterials werden nachfolgend einige orientierende Aussagen über die wertgebenden und wertmindernden Inhaltsstoffe einzelner Bio- und Grünabfallfraktionen und deren Verwertungschancen aus Sicht der Abfallzusammensetzung getroffen.

4.1 Trockensubstanzgehalt

Hohe Trockensubstanzgehalte sind für die Erfassung, den Transport und die Lagerung von Bio- und Grünabfällen sowie land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen vorteilhaft, da sie längere Sammelintervalle und Zwischenlagerzeiten zulassen, ohne daß es dabei zu unangenehmen Geruchs- und Keimemissionen oder zu Substanzverlusten und zur Sickerwasserbildung kommt. Ein gleichbleibend hoher Trockensubstanzgehalt ist für eine energetische Nutzung in Biobrennstoffanlagen aus ökonomischer als auch ökologischer Sicht begrüßenswert, da er mit hohen Energieausbeuten und geringen Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoffemissionen verbunden ist. Der Energiegehalt von Stroh und Heu aus der Landschaftspflege beträgt im Mittel 17,5 MJ/kg TS, bei einer Streubreite zwischen 14,7 und 18,7 MJ/kg (KASPER und HAHN 1995). Die energetische Nutzung von Abfällen mit einem TS-Gehalt unter 63% ist gemäß den TASI-Anforderungen nicht zulässig, weil dadurch der geforderte Heizwert von mindestens 11 MJ/kg Abfall nicht erreicht werden kann.

Bei den stofflichen Behandlungsverfahren kann durch die Zuführung von Prozeßwasser oder von trockenen Strukturstoffen der Wassergehalt der Bio- und Grünabfälle den verfahrensspezifischen Anforderungen an den Wassergehalt angepaßt werden. Dadurch können organische Abfälle mit Wassergehalten von 25-75% kompostiert oder fermentiert werden. Die optimalen Wassergehalte zu Beginn der aeroben Intensivrotte bewegen sich je nach Struktur und Partikelgröße der Bio- und Grünabfälle zwischen 40% und 60% (KROGMANN 1994). Grünabfälle mit Wassergehalten unter 20% können nicht direkt kompostiert werden, weil die für mikrobiologische Abbauvorgänge notwendige Mindestmenge an Wasser nicht ausreichend ist (NIESE 1978, SCHUCHARDT 1988). Der Wassergehalt sollte bei der Kompostierung zu Rottebeginn nicht über 70% liegen, da ein zu hoher Wassergehalt zu anaeroben Verhältnissen und verlangsamten Abbauprozessen führen kann. Die Trockenfer-

mentation (20-40% TS), die mit ihren TS-Anforderungen zwischen der Naßfermentation (< 15% TS) und der Kompostierung (40-60% TS) liegt, kann dagegen feuchtere Materialien verarbeiten.

Die Kompostierung wasserreicher Organikabfälle ist möglich, aber wegen der bereits begonnenen, schwer umkehrbaren, anaeroben Abbauprozesse mit starken Geruchsemissionen verbunden. Die Verringerung des Wassergehalts von Grünabfällen mit 30% TS durch trockene Zuschlagstoffe mit 70% TS auf einen TS-Gehalt von 50% bzw. 40% führt zu einer Erhöhung der Durchsatzmenge um das Doppelte bzw. Dreifache.

Der Wassergehalt des Rottekörpers kann sich je nach Rottetemperatur und Umsetz- oder Belüftungsintensität durch das Eindringen von Niederschlagswasser und die Wasserverdunstung mit Hilfe der mikrobiell erzeugten Wärmeenergie verändern. Im Innern des Rottekörpers sind aufgrund der höheren Temperaturen die Wassergehalte niedriger als in den Randbereichen, wo ein Teil des freigesetzten Wassers kondensiert wird. Durch die Trocknung der Bio- und Grünabfälle während der mikrobiellen Rotte wird die Transportwürdigkeit und Vermarktbarkeit des Komposts verbessert.

Große Mengen an Küchen- und frischen Grasabfällen führen im Frühjahr zu Bioabfällen mit TS-Gehalten von 13-27% (s. Tab. 10). Der TS-Gehalt von Grasschnitt bewegt sich je nach physiologischer Reife, botanischer Zusammensetzung und Mähzeitpunkt zwischen 16% und 89%. Beim Frühjahrsschnitt ist der TS-Gehalt mit rd. 12% geringer als bei der Herbstmahd (46%). Überständiges Schnittgut aus der extensiven Pflege von Naturschutzflächen kann, wenn es eine Feldtrocknung erfahren hat, TS-Gehalte von bis zu 86% erreichen. Schnittgut von Grün- und Erholungsflächen kann je nach Mähtermin 16-70% TS aufweisen, besitzt aber im Schnitt einen TS-Gehalt von 31% (KRAUTER und SCHULZ 1992c). Der Wassergehalt von Landschaftspflegematerial kann bis auf 10-20% abgesenkt werden, wenn der Schnitt erst im nächsten Frühjahr erfolgt. Gleichzeitig steigt der Heizwert auf 14-15 MJ/kg an. Die Brüchigkeit des Materials nimmt ebenfalls zu und kann zu Ertragsverlusten von rd. 26% führen (LOMAKKA 1993).

Frische Baum- und Strauchabfälle weisen je nach Rindenanteil und Pflegezeitpunkt TS-Gehalte zwischen 37% und 60% auf. Die TS-Gehalte von Holzabfällen aus der Durchforstung, die im erntefrischen Zustand bei durchschnittlich 40% liegen, können während einer natürlichen Sommertrocknung auf 70% ansteigen. In Kompostierungs- oder Vergärungsanlagen ist der TS-Gehalt der holzhaltigen Pflegeabfälle von untergeordneter Bedeutung, da sie in geringeren Mengen anfallen als die strukturschwachen Pflegeabfälle und den Rotteprozeß in erster Linie als Strukturmaterial durchlaufen. Die TS-Gehalte von Stroh liegen je

nach Witterung und Getreideart zwischen 86% und 92% (s. Tab. 11). Da das Stroh nicht immer mit optimaler Trockenheit erfaßt werden kann, muß davon ausgegangen werden, daß der mittlere TS-Gehalt von Strohabfällen in der Praxis bei rd. 86% liegt.

Tab. 10: Trockensubstanz-, Organik-, Salz-, Nährstoff- und Schwermetallgehalt von Bio- und Grünabfällen und pflanzlichen Pflegerrückständen

	TS	OTS	C/N	Salz	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
	in % TS			mg KCl/ mg FM	in % TS					mg/kg TS					
Küchen- und Gartenabfälle															
Stäbchen	27	33,5	18	925	1,9	0,6	-	1	1,8	39	0,5	41	31	15	135
Tomatpflanzen	14	28,9	15	1.213	1,9	0,8	-	1,5	5,7	-	2,2	56	42	20	279
Chrysantemen	15	41,8	16	1.113	2,6	0,6	-	0,7	2,6	32	2,3	17	64	14	366
Gemischte Abfälle	14	26,4	15	719	1,8	2,2	-	0,5	2,2	18	0,5	37	28	13	83
Grünschnittabfälle	19,6	26,9	13	1.219	2	3,1	3,7	0,7	5,2	26	0,5	30	28	17	94
Reichabfälle	12,9	24,7	14	1.006	1,8	1	5	0,6	2,6	34	6,1	55	34	28	137
Grünschnittabfälle	86,5	48	32	856	1,5	0,3	0,6	0,4	3	317	3,3	53	112	26	528
Balkonpflanzenabfälle	27	41,9	17	831	2,5	0,7	2,4	0,6	2,5	36	0,7	43	61	25	251
Grünschnittabfälle	44,4	43,7	26	597	1,7	0,5	1,9	0,5	3,1	25	6,2	37	77	31	279
Grünschnittabfälle/Torfballen	69,4	12,7	21	151	0,6	0,3	1,1	1,3	1,6	46	0,3	39	17	18	83
Grünschnittabfälle Fichte	35	45,1	35	103	1,3	1	0,9	0,5	3,1	18	0,6	12	47	6	175
Gemiseabfälle	6,2	82,4	9	-	4,2	5	4,8	0,5	1,4	5	0,6	18	-	-	70
Obstabfälle	14,7	95,2	37	-	1,1	0,3	1,5	0,2	0,7	10	0,3	13	-	-	33
Küchenabfälle	35-56	38-61	-	-	0,9-1,4	0,3-0,5	0,8-1,3	0,4-0,7	1,9-3,5	19-30	0,2-0,4	21-30	-	-	96-309
Küchenabfälle	18-23	79-96	-	-	1,4-3,3	1,3-1,4	1,8-2,5	0,3-0,4	2,0-3,8	11-24	0,1-0,3	9-15	-	-	69-104
Friedhöfe															
Beetabraum	36,3	47,6	26	198	0,9	0,3	1,00	0,6	2,5	57	5,3	59	57	27	241
Friedhofkranz	67	93,8	45	1.075	1	0,3	1,50	0,2	1	45	3,4	57	169	23	452
Friedhofsabfälle	35	60			0,8	0,3	0,80	0,4	2,4	110	0,7	28			209
Straßenbegleitflächen															
Mähgut	29,8	88,7	22	1.825	1,7	0,5	2,00	0,4	1,6	120	2,7	47	260	53	667
Mähgut	63,2	89,5	35	176	1,2	1,4	-	0,4	1,7	99	1,5	56	18	12	372
Pappellaub	56,3	37,5	38	775	1	1,4	-	0,5	7,5	40	5,3	17	50	13	826
Nußbaumlaub	28,4	76,2	26	750	1,6	4,4	-	0,6	5,1	30	0,7	30	70	17	304
Roßkastanienlaub	71,4	93,3	40	598	1,2	0,2	0,60	0,4	3,2	27	1,8	63	171	108	359
Roßkastanienlaub	46,8	47,5	34	113	1,4	1,4	-	0,5	1,5	63	1	73	84	21	627
Eschenlaub	47,4	45,6	25	472	1,8	0,3	1,10	0,5	2,8	56	1,9	28	131	93	373
Hainbuchenlaub	40,4	37,9	32	426	1,2	1	-	0,5	2,5	18	0,6	18	27	24	147
Ahornlaub	43,2	40,7	41	254	1	0,4	0,70	0,4	3,2	49	1	63	77	24	244
Laub	34	58	-	-	0,9	0,1-1,0	0,5-1,7	0,3-0,7	1,5-5,2	55-189	0,1-3	12-45	-	-	147-528
Laub	30-87	45-90	-	-	1,0-1,9	0,1-0,3	0,4-1,3	0,3-1,3	2,3-7,9	19-211	0,2-2	6-26	-	-	61-957
Gewässerbegleitflächen															
Mähgut Bachrand	37,2	39,3	26	813	1,5	0,4	1,50	1,2	2,8	75	1,2	54	83	33	356
Naturschutzflächen															
Mähgut Seggen	49	41,7	38	494	1,1	0,8	-	0,5	1,1	46	1,1	30	51	17	285
Seggen	37,4	93	23	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mähgut	49-53	86-88	29-38	-	1,1-1,4	0,8	-	0,5	1,1	8	0,2	9	-	-	50

Quelle: TABASARAN u. SIHLER 1993 und POLETSCHNÝ et al. 1991

4.2 C/N-Verhältnis

Organische Abfälle und Reststoffe mit weiten Kohlenstoff zu Stickstoffverhältnissen (C/N) werden bei der energetischen Nutzung bevorzugt, da sie nur einem geringen mikrobiellen Schwund während der Zwischenlagerung unterliegen und zu geringen Stickstoffemissionen führen. Bioabfälle mit engen C/N-Verhältnissen lassen sich durch stoffliche Behandlungsverfahren besonders gut verwerten, da sie leicht abbaubar sind und innerhalb einer mehrwöchigen Behandlungsdauer in humusartige Substanzen überführt werden können. Pflanzenabfälle mit weiten C/N-Verhältnissen können in der gleichen Behandlungszeit nicht abgebaut werden, sind aber in einem bestimmten Umfang für einen ordnungsgemäßen Prozeßablauf in den Kompostierungsanlagen unerlässlich. Bei der Garten- und der Flächenkompostierung sind weite C/N-Verhältnisse aus Platzgründen und wegen pflanzenbaulichen Aspekten nur in begrenzten Mengen erwünscht.

Tab. 11: Trockensubstanz-, Organik-, Nährstoff- und Schwermetallgehalt von pflanzlichen Abfällen und Reststoffen

	TS	OTS	Asche	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO	Na	Cl	S	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
	% FM											mg/kg TS					
Grasschnitt																	
Sportplatzrasenschnitt, FJ	11,6	88,4	11,6	4,27	0,31	1,72	0,2	0,5	-	-	-	8	0,1	6	6	7	34
Sportplatzrasenschnitt, HB	45,4	79,7	20,3	4,76	0,34	1,7	0,36	3,15	-	-	-	4	0,1	8	3	4	34
Grasrückschnitt	31,7	24,7	22	16,03	2,12	2,42	2,42	19,78	0,76	6,37	1,49	30	0,7	18	10,6	6,4	237
Wiesenfuchsschwanzstroh	-	-	6,5	-	0,17	1,7	0,12	0,27	0,00	1,06	0,12	-	-	4,6	-	-	13
Wiesengras*	17	15,4	9,5	-	0,37	3,1	0,22	0,68	0,06	1,09	0,23	-	-	-	-	-	-
Wiesengras**	26	23,7	8,9	-	0,33	2,7	0,18	0,54	0,05	1,13	0,2	-	-	-	-	-	-
Wiesenheu*	86	78,3	8,9	-	0,28	2,3	0,11	0,91	0,06	1,07	0,18	-	-	-	-	-	-
Wiesenheu**	86	78,9	8,3	-	0,25	1,9	0,18	0,64	0,04	0,46	0,18	-	-	-	-	-	-
Laub																	
Straßenlaub	34,2	19,8	42	9,08	0,99	4,62	7,56	46,66	0,54	1,98	0,84	215	1,1	54,3	33,4	17,7	360
gering belastete Gegend	56,6	39,2	30,8	12,03	1,96	7,78	2,18	23,4	0,45	2,72	0,78	126	1,9	30,5	13,9	9,7	385
mittel belastete Gegend	64	50,7	20,8	11,40	1,12	6,32	2,34	27	0,38	4,09	1,48	101	1,58	24,8	12,2	7,9	320
stark belastete Gegend	62	49,7	19,8	14,10	1,08	7,92	3,10	32,5	0,45	5,69	1,25	96,6	0,62	26,4	13,2	10,3	312
Laubgemisch	-	39,9	23	10,73	1,06	5,37	2,60	26,32	0,33	2,21	1,15	95	0,87	28	13,4	6	309
Holz-/Rindenabfälle																	
Holzhäcksel	37	27	27	9,54	1,52	4,74	1,55	33,95	0,22	1,25	0,21	48	0,3	13,5	9	13,5	122
Tannenrinde	40	38,9	2,8	-	0,05	0,2	0,03	0,8	0,00	0,12	0,08	-	-	3	-	-	30
Fichtenrinde	39,1	37,4	4,4	-	0,07	0,3	0,11	0,98	0,01	0,12	0,10	-	-	7,9	-	-	183
Rotbuchenrinde, getrocknet	96,2	92,4	4	-	0,06	0,2	0,06	1,07	0,01	0,07	0,07	-	-	9,7	-	-	33
Himbeerschnitt (Winterreisig)	60	58,7	2,2	-	0,14	0,4	0,13	0,71	0,00	0,08	0,11	-	-	7,5	-	-	47
Holzhäcksel	51,3	48,7	5	6,78	1,27	3,88	0,74	17,43	0,07	0,79	0,18	25	0,2	8,5	1,1	1,1	40
Stroh																	
Winterweizenstroh	89,2	83,8	6,1	-	0,08	1	0,10	0,31	0,13	0,33	0,14	-	-	7,9	-	-	39
Wintergerstenstroh	88,8	83,5	6	-	0,08	1,4	0,09	0,29	-	0,62	0,14	-	-	-	-	-	-
Winterroggenstroh	89,4	85,9	3,9	-	0,10	1	0,10	0,29	0,15	0,27	0,12	-	-	3,6	-	-	74
Hafersstroh	89,1	82,8	7,1	-	0,14	2,1	0,11	0,41	0,23	0,88	0,24	-	-	83	-	-	81
Sommerweizenstroh	89,6	85,1	5	-	0,08	1,1	0,09	0,31	0,18	0,26	0,14	-	-	-	-	-	-
Sommergerstenstroh	85,7	80,6	5,9	-	0,08	1,7	0,08	0,48	0,37	0,86	0,20	-	-	43	-	-	5,9
Sommerroggenstroh	92,3	88,2	4,4	-	0,15	1,3	0,09	0,42	-	0,50	-	-	-	-	-	-	-
Maisstroh	82,6	74,5	9,8	-	0,15	1,1	0,23	0,54	0,19	0,33	0,23	-	-	-	-	-	-

*Grasartiger Wiesenschnitt, 1. Aufwuchs vor dem Ahrenschieben, **Grasartiger Wiesenschnitt, 1. Aufwuchs überständig, FJ=Frühjahr, HB=Herbst

Quelle: TABASARANu, SIHLER 1993 und POLETSCNY et al. 1991

Grasartige Rückschnitte intensiv gepflegter Grünflächen (12-25:1), Gartenabfälle (20-60:1) und krautige Materialien aus der Gewässerpflege (35-40:1) haben C/N-Verhältnisse, die sowohl für mikrobielle Umwandlungsprozesse als auch eine energetische Nutzung geeignet sein können. Überständiges Gras aus der Landschaftspflege oder extensiven Straßen- und Gewässerrandflächenunterhaltung (40-100:1), Laub (40-120:1), holzartige Baum- und Gehölzschnitte (100-150:1) und Waldrestholz aus Durchforstungs- und Endnutzungsmaßnahmen (100-230:1) haben ein weites bis sehr weites C/N-Verhältnis und sind geeignete Biobrennstoffe.

Unter anaeroben Bedingungen bauen die Mikroorganismen organische Abfälle mit C/N-Verhältnissen kleiner als 30-35:1 schnell und mit C/N-Verhältnissen zwischen 10:1 und 15:1 besonders schnell ab (GOSCH 1993). Pflegerückstände und Reststoffe mit weiten C/N-Verhältnissen, wie sie für überständiges Gras, Laub und Stroh typisch sind, werden je nach Fermentationsdauer nicht oder nur sehr langsam abgebaut (KURRLE 1991). WEILAND (1994) bezeichnet C/N-Verhältnisse über 15-20:1, KAYHANIAN et al. (1991) dagegen C/N-Verhältnisse von 25-57:1 als gute Ausgangsbasis für eine einstufige Trockenfermentation. Organische Küchenabfälle werden sehr rasch abgebaut und sind, da sie vor allem in den Sommermonaten bereits während der Erfassung in einen anaeroben Zustand übergehen können, für eine Behandlung in Fermentationsanlagen besonders geeignet. Bio- und Grünabfälle mit sehr engen C/N-Verhältnissen sind bei der thermophilen Vergärung unerwünscht, da diese durch eine verstärkte Bildung von Ammoniak, das ab rd. 3000 mg NH_4 bzw. NH_3 pro Liter vergärungshemmend wirkt, die Abbaukapazitäten und die Prozeßstabilität im Fermenter beeinträchtigen können (WELLINGER et al. 1992).

Eine Beeinträchtigung der mikrobiellen Wachstums- und Abbaubedingungen durch Ammoniak kann bei der Vergärung organischer Abfälle mit C/N-Verhältnissen von $>20:1$ ausgeschlossen werden (WEILAND 1994). Das C/N-Verhältnis, bei dem weder mit einer Prozeßhemmung durch Ammoniak noch mit einer Stickstoffsperrung zu rechnen ist, liegt bei der Trockenfermentation zwischen 20-35:1 (SCHMID 1994). Neben dem C/N-Verhältnis bestimmt der Ligningehalt der Grünabfälle die Abbaubarkeit und die Methanausbeute, da Lignin unter anaeroben Bedingungen nicht oder nur sehr langsam biologisch abgebaut wird und aufgrund seiner Schutzfunktion auch die Abbaufähigkeit leicht abbaubarer Substanzen, wie beispielsweise Zellulose, beeinträchtigt. Bei gleichem Ligninanteil kann je nach Zusammensetzung des Lignins die Konversionsrate zwischen 10% und 65% liegen (TONG et al. 1990).

Das C/N-Verhältnis der Rotteausgangsmaterialien bestimmt bei der Kompostierung die Rottegeschwindigkeit und die Qualität des erzeugten Komposts. Idealerweise sollte das

C/N-Verhältnis zu Beginn der Kompostierung zwischen 25:1 und 35:1 liegen. Bei der Kompostierung von Bio- und Grünabfällen mit höheren Proteingehalten und engen C/N-Verhältnissen unter 17-25:1 werden geruchsintensive schwefelorganische Verbindungen und Ammoniak freigesetzt. Bei verminderter Säurebildung durch ein abnehmendes Angebot an leicht abbaubaren Kohlenhydraten und dem damit verknüpften Umschlag des pH-Werts in den neutralen Bereich kann es angesichts der Wärmeentwicklung zur Verflüchtigung des Ammoniaks aus dem Rottekörper kommen. Bei einem hohen Anteil an Küchenabfällen können Konzentrationen von bis zu 600 ppm Ammoniak in der Abluft erreicht werden, die nicht nur ein Geruchsproblem, sondern auch ein ökologisches Gefährdungspotential darstellen (PÖHLE et al. 1993). Ligninreiche Abfälle mit weiten C/N-Verhältnissen werden während der vergleichsweise kurzen Rottedauer in Bioabfallkompostierungsanlagen kaum angegriffen, da sie nur unter statisch-aeroben, das Pilzwachstum fördernden Bedingungen abgebaut werden können. Die schlechte Abbaubarkeit von Lignin ist sowohl für die Kompostierung als auch die Trockenvergärung wichtig, da nur durch die schwer abbaubaren, holzreichen Strukturmaterialien der Gas- und Wasseraustausch gewährleistet werden kann.

4.3 Nährstoff- und Salzgehalt

Die Nährstoff- und Salzkonzentrationen der einzelnen Grün- und Bioabfallfraktionen, insbesondere ihre Gehalte an Stickstoff, Phosphat und Kalium sind für die mikrobiellen Abbauprozesse während der Erfassung, Lagerung und Behandlung sowie für die Verwertungsmöglichkeiten der erzeugten Komposte von Bedeutung. Bei der stofflichen Umsetzung kommt dem Stickstoffgehalt eine wichtige Rolle zu, da er zum Aufbau von Mikrobenmasse benötigt wird. Wenn er im Überschuss vorhanden ist, kann er aber auch als Ammonium in die Atmosphäre entweichen oder als Nitrat über das Sickerwasser ausgetragen werden. Bio- und Grünabfälle mit hohen Stickstoffgehalten sind bei der thermischen Verwertung unerwünscht, da sie tendenziös zu steigenden NO_x-Emissionen führen, wenn die Anlage nicht über eine entsprechende Rauchgasreinigung verfügt. Stickstoffkonzentrationen von >1% i. d. TS können in Anlagen ohne Entstickungsmaßnahmen Emissionsprobleme auslösen.

Der Stickstoffgehalt pflanzlicher Pflegerückstände und Reststoffe wird von der Zusammensetzung des Aufwuchses, der Pflegehäufigkeit, vom Schnitzeitpunkt und von der Nährstoffversorgung der Böden und Pflanzen bestimmt. Grasschnitte von trockenen, nährstoffarmen Böden besitzen geringere Stickstoffgehalte als Pflegegras von naß-feuchten, nährstoffreichen Standorten. Der Stickstoffgehalt der Pflanzenabfälle ist um so geringer, je seltener und später der Aufwuchs abgeerntet wird, da mit zunehmender physiologischer

Reife der Proteingehalt abnimmt und der Trockensubstanz- und Rohfasergehalt durch die altersbedingte Verschiebung des Halm-Blatt-Verhältnisses zugunsten des rohfaserhaltigen Halmes ansteigt. Der Stickstoffgehalt des Schnittguts geht mit der Verschiebung des Schnittzeitpunktes von Mai auf Oktober von 2,0% auf 1,3% Stickstoff i.d.TS zurück (KRAUTER und SCHULZ 1992c). Der geringere Stickstoffgehalt des Aufwuchses hängt auch mit der Verschiebung der Pflanzengesellschaft von kräuter- und blattreichen Pflanzenarten zu sich vegetativ vermehrenden Rhizompflanzen zusammen. Der Pflegeaufwuchs jährlich gemähter Flächen hat durchschnittlich 1,4% N, bei einem Flächenertrag von 3,6 t TS/(ha·a). Der Aufwuchs zwei- bis dreimal jährlich geschnittener Grünflächen besitzt ca. 1,8% N bei einem Ertrag von 6,2 t TS/ha. Grasaufwuchs kann bei sehr kurzen Schnittintervallen, wie sie beispielsweise auf Sportplätzen üblich sind, Werte von bis zu 4,8% N erreichen. Gartenabfälle weisen im Mittel 1,63% N auf, sind aber durch den Wechsel zwischen stickstoffreichen Gemüse- und Blumenabfällen und stickstoffarmen Erd- und Strauchabfällen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen.

Laubabfälle beinhalten im Mittel rd. 1,05% N, können durch den Einfluß verkehrsbedingter Stickstoffimmissionen allerdings auch N-Gehalte von 1,5-1,97% erreichen. Holzartige Reststoffe, die je nach Baumart und Rindenanteil zwischen <0,2% N und 0,68-0,95% N aufweisen, und Stroh (0,46-0,58% N) eignen sich wegen ihrer niedrigen Stickstoffgehalte besser für eine energetische Verwertung als für eine biologische Behandlung, wo sie zur Immobilisierung von Stickstoff und zur Hemmung der mikrobiellen Abbautätigkeiten führen können.

Der Gehalt von Bio- und Grünabfällen an mineralischen Komponenten, von denen einige, wie z.B. Natrium und Chlorid, den Salzgehalt bestimmen, hat bei der aeroben Verrottung keinen Einfluß auf den Prozeßverlauf. Er prägt aber die Qualität und die Absatzchancen für den daraus erzeugten Kompost, die zumindest in gärtnerischen Anwendungsbereichen maßgeblich vom Salzgehalt abhängen. Unter anaeroben Abbaubedingungen kann ein hoher Salzgehalt den Abbau hemmen, da Konzentrationen von 100 mg/l Sulfide oder 12.000 mg/l Kalium toxisch wirken können. Ein Salzgehalt von rd. 20 g/kg TS im Ausgangssubstrat kann zu einer Verringerung der Biogasproduktion um mehr als 50% führen (KURRLE 1991). Wie Abbildung 11 zeigt, ist die salzbestimmte Leitfähigkeit bei Grasschnitt deutlich höher als bei Blättern, Ästen und Zweigen. Bio- und Grünabfälle mit hohen Kaliumgehalten sind bei der Verbrennung unerwünscht, da Kalium den Ascheschmelzpunkt erniedrigt und zur Bildung von Verschlackungen im Kessel führen kann. Organische Abfälle mit hohen Chloridgehalten sind wegen der daraus resultierenden Korrosionsprobleme in Biobrennstoffanlagen bedenklich.

Der Chloridgehalt pflanzlicher Abfälle wird von der Pflanzenart, dem Gehalt an Pflanzenschutzmittelrückständen sowie der verabreichten Düngermenge und die Düngerszusammensetzung bestimmt. Grünabfälle von Kaliumchloridgedüngten Flächen enthalten höhere Chloridkonzentrationen als Grünabfälle von ungedüngten Flächen, da Chlorid von den Pflanzen als Begleitung aufgenommen wird. Gräserückstände weisen im Frühjahr mit 0,73% höhere Werte auf als im Spätsommer mit 0,63% (MEDERAKE und SCHMIDT 1992). Die höchsten Chloridgehalte finden sich mit 1,07-1,13% i.d.TS in frischen Gräserückständen, die geringsten in holzartigen Pflanzerrückständen. Spätgeschnittenes Landschaftspflegeheu hat im Mittel höhere Gehalte an Stickstoff, Schwefel und Chlor als Stroh (s. Abb. 12).

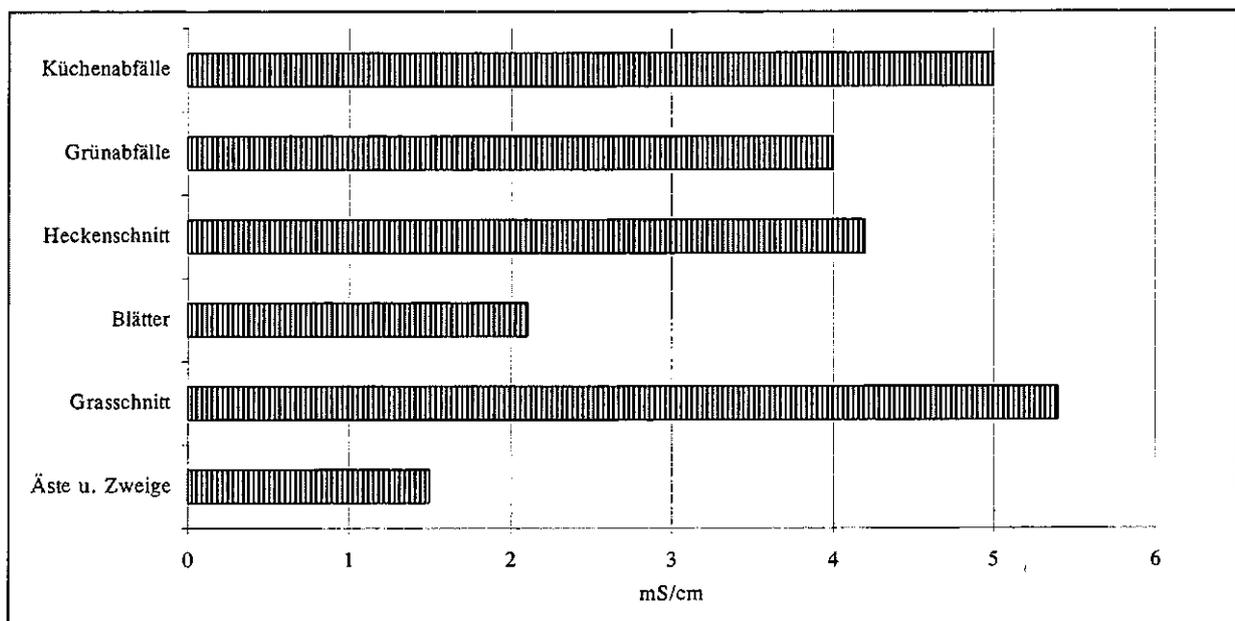


Abb. 11: Leitfähigkeit verschiedener Abfallfraktionen (nach KROGMANN 1994)

Die Pflanzerrückstände von Straßenbegleitflächen können als Folge von Streusalzeinsätzen ebenfalls höhere Chloridgehalte aufweisen. Der Einfluß der Streusalzbelastung auf den Chloridgehalt der Biomasse wird mit zunehmender Verdünnung durch die Vegetationsentwicklung geringer. Der Chloridgehalt kann auch durch niederschlagsbedingte Auswaschungsvorgänge zwischen dem Zeitpunkt der Mahd und dem Abtransport der Mähabfälle reduziert werden. Mit Ausnahme von Silicium und Natrium kann durch eine Verlagerung des Schnittzeitpunktes vom Spätsommer ins Frühjahr wegen der über den Winter stattfindenden

denden Nährstoffverlagerung in die Wurzeln mit deutlich geringeren Element- und Aschegehalten im Grastrückschnitt gerechnet werden (s. Abb. 13). Getreidestroh weist größtenteils geringere Chloridgehalte auf als gras- oder heuartige Pflegerückstände. Die einzelnen Strohart haben allerdings sehr unterschiedliche Chloridgehalte, die von 0,88% i.d.TS bei Haferstroh über 0,62% bei Wintergerstenstroh und 0,33% bei Winterweizenstroh reichen können (VETTER 1995).

Die bei einer energetischen Nutzung emissionswirksamen Bestandteile von pflanzlichen Abfällen und Reststoffen sind der Stickstoff- und Schwefelgehalt sowie die Chloridkonzentration, aus der Chlorwasserstoff und je nach Verbrennungstechnologie auch Dioxine und Furane gebildet werden können. Eine weitere Folgewirkung hoher Chlorkonzentrationen ist die bei hohen Temperaturen eintretende Chlorkorrosion an Stahl. Der Kaliumgehalt der Grünabfälle und Biobrennstoffe ist ebenfalls von großer Bedeutung für die Brennstoffeignung, weil er maßgeblich für das Ascheschmelzverhalten verantwortlich gemacht wird. Landschaftspflegeheu ist aufgrund seines im Mittel achtfach höheren Chlorgehalts und seines vierfach höheren Stickstoffgehalts ein problematischerer Brennstoff als Stroh (s. Abb. 11). Aufgrund der inhomogenen Zusammensetzung und des Witterungseinflusses sind die Schwankungsbreiten bezogen auf die Inhaltsstoffe beim Pflegeabfall größer als beim Stroh.

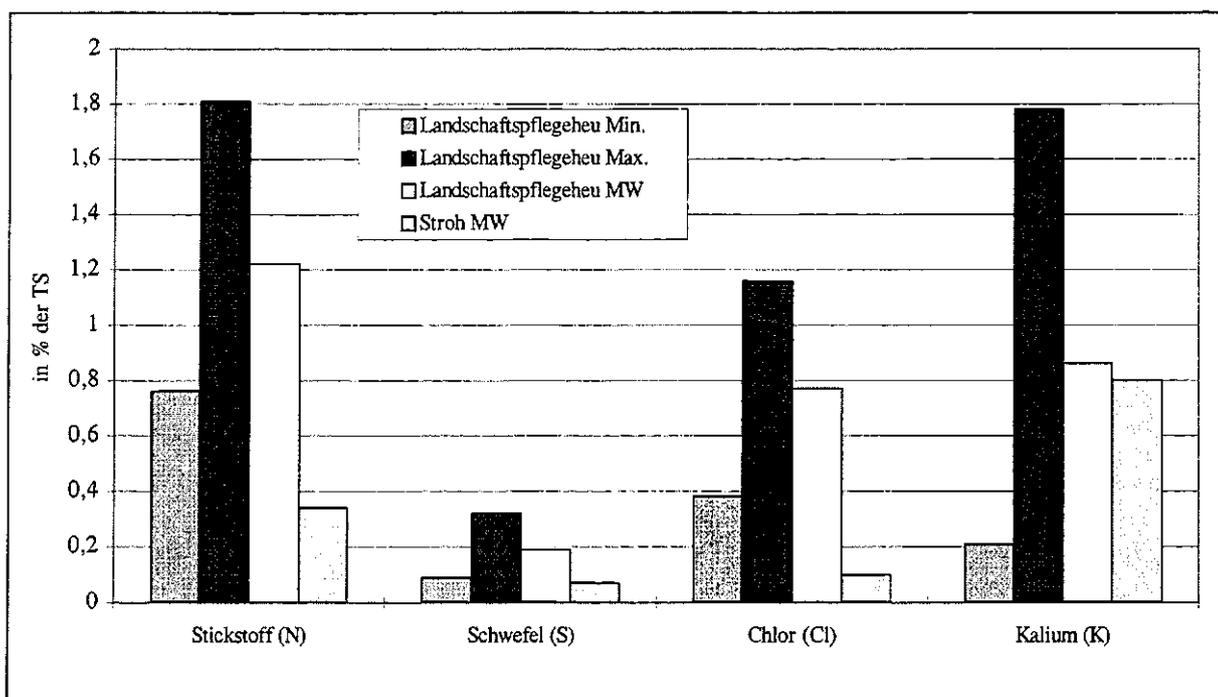


Abb. 12: Stickstoff-, Schwefel-, Chlor- und Kaliumgehalte von Landschaftspflegeheu und Stroh (nach KASPAR und HAHN 1995)

Mehrmaliges Einregnen führt als Folge von Staubabwaschung und Auswaschungseffekten zu einem starken Absinken des Kaliumgehalts und zu einem Rückgang des Schwefel- und Chloridgehalts im Vergleich zum Mähzeitpunkt (KASPER und HAHN 1995). Auch ein Verschieben des Mähzeitpunkts vom Spätsommer auf das darauffolgende Frühjahr führt wegen der über die Winterzeit stattfindenden Nährstoffverlagerung in die Wurzeln zu einer Verbesserung der Brennstoffqualität (s. Abb. 13).

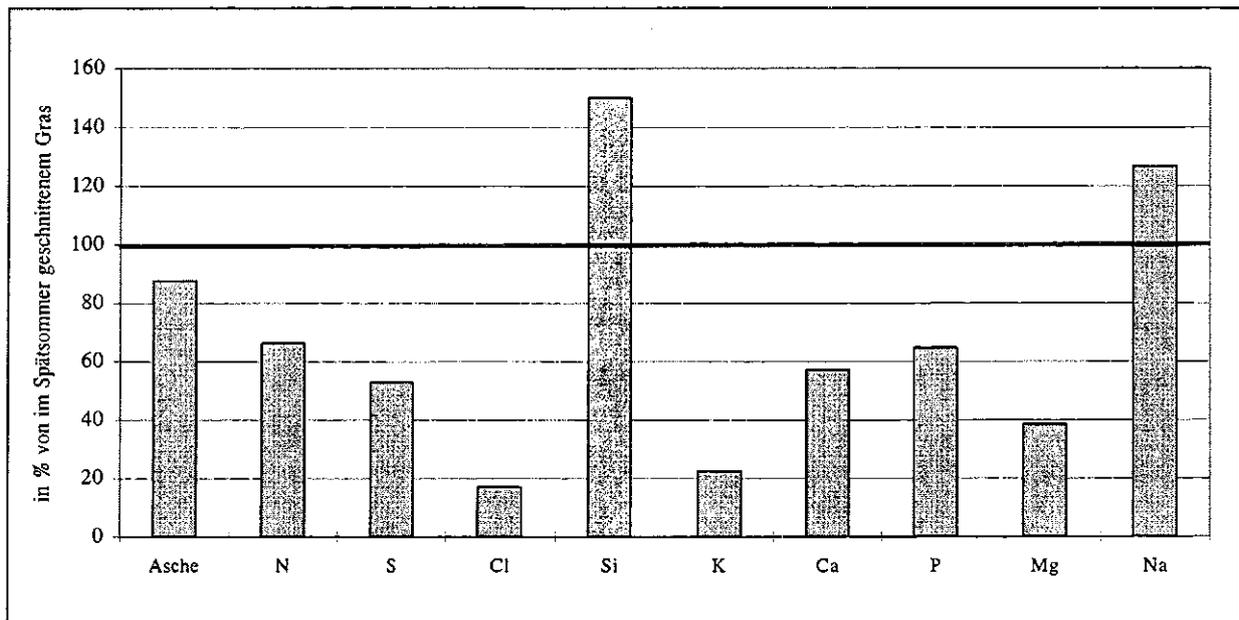


Abb. 13: Mittlere Asche- und Nährstoffgehalte von im Frühjahr geschnittenem, überwintertem Gras (nach HADDERS 1995)

4.4 Schadstoffbelastung

Bei der energetischen Nutzung von Bio- und Grünabfällen können Verunreinigungen durch Stör- und Schadstoffe zu emissionsseitigen Problemen führen, da die auf unbelastete Biobrennstoffe ausgelegten Verbrennungsanlagen i.d.R. nur über Schadstoffrückhaltemaßnahmen für Staub verfügen.

Die anaerobe Verwertung schadstoffhaltiger Pflanzenabfälle kann zu Prozeßinstabilitäten führen, da höhere Konzentrationen an Kupfer, Zink, Cadmium, Chrom und anderen Schwermetallen eine inhibitorische Wirkung auf die mikrobiellen Aktivitäten im Fermenter ausüben können. Die Anwesenheit von Schwermetallen kann, je nach pH-Wert, bei Gehalten von 0,02 mg/l Cadmium und 5 mg/l Kupfer oder Chrom zu Schädigungen der Bakterienpopulationen führen (STEGMANN und LOTTER 1989). Der Fremd- und Schadstoffge-

halt von Bio- und Grünabfällen hat bei der Kompostierung keinen direkten Einfluß auf die Abbauprozesse, ist aber wichtig für die Kompostvermarktung, da die Absatz- und Erlöschancen für Kompost ganz entscheidend von dessen Belastung durch Schwermetalle und organische Schadstoffe abhängen. Die Schadstoffbelastung der Bio- und Grünabfälle kann aus der Schadstoffaufnahme der Pflanzen aus geogen-pedogen oder anthropogen belasteten Böden, aus immissionsbedingten Schadstoffablagerungen oder aus Fehlwürfen stammen.

Der Schadstoffeintrag über den Fremdstoffanteil ist abhängig von der Siedlungs- und Sozialstruktur des Sammelgebiets und den abfallwirtschaftlichen Regelungen (Behältervolumen, Abfuhrhythmus, Gebührenregelung). Die Fehlwurfquote, die bei Bio- und Grünabfällen aus dichter Bebauung 2-4 Gew.-% und bei lockerer Bebauung 1-1,5 Gew.-% umfaßt, kann durch intensive Öffentlichkeitsarbeit auf unter 2 Gew.-% gesenkt werden (KERN 1991). Eine weitere Verringerung des Schadstoffeintrags über Fehlwürfe ist durch den Ausschluß von bekanntermaßen stärker schadstoffbelasteten Materialien oder von Sammelgebieten mit hohen Verunreinigungsgraden möglich. Die höchsten Fehlwurfanteile finden sich in öffentlichen Sammelbehältern, wie sie beispielsweise auf Friedhöfen anzutreffen sind. Grund hierfür ist die mangelnde Sortierdisziplin sowie der in der Friedhofsfloristik eingesetzte Materialienmix aus organischen sowie nicht kompostierbaren Grabschmuckkomponenten. In Kompostierungs- und Vergärungsanlagen kann ein Teil der über Verunreinigungen eingebrachten Schadstoffe mit Hilfe technischer Detektions- und Abtrennungsvorgängen eliminiert werden. Bei der Flächen- und Gartenkompostierung ist dies nur durch eine visuell-manuelle Aussortierung möglich.

Die immissionsbedingte Schadstoffbelastung von Grünabfällen ist in industriereichen und verdichteten Siedlungsgebieten aufgrund der schadstoffhaltigen, industriellen und verkehrsbedingten Staubdepositionen deutlich höher als in Reinluftgebieten. Laubabfälle aus Reinluftgebieten können wegen der teilweise weitreichenden Schadstoffverfrachtung und der Filterwirkung der Blätter gegenüber Staub und anderen Luftverunreinigungen allerdings ebenfalls höhere Schadstoffgehalte aufweisen. Hohe Schwermetallgehalte im Boden können in Abhängigkeit vom Transferfaktor dazu führen, daß Grünabfall von schwermetallangereicherten Flächen eine höhere Schadstoffbelastung aufweist als Material, das von wenig belasteten Standorten stammt. Die Elemente Zink, Kupfer und Nickel sind sogenannte Mikronährstoffe, die von den Pflanzen zu einem höheren Prozentsatz aufgenommen werden. Cadmium gelangt wegen seiner chemischen Ähnlichkeit zu Kalzium ebenfalls in größeren Mengen in die Pflanzen. Stroh und Grasabfälle können als Folge von Düngungsmaßnahmen oder der Ausbringung von Klärschlamm erhöhte Gehalte an Kupfer (7,9-83 mg/kg TS) und Zink (5,9-81 mg/kg TS) aufweisen.

Im Mähgut von Straßenbegleitflächen finden sich hohe Gehalte an Blei (Pb), Cadmium (Cd), Nickel (Ni), Chrom (Cr), Zink (Zn) und Kupfer (Cu) (s. Tab. 10). Die Schadstoffgehalte korrelieren mit der Verkehrsdichte, dem Fahrbahnabstand und dem Alter der Trasse. Die Grünabfälle straßennaher und stark frequentierter Autobahnbegleitflächen, die im Abstand bis zu 100 m die höchsten Schadstoffgehalte besitzen, weisen mit zunehmender Entfernung von der Fahrbahn exponentiell abnehmende Pb-, Cu- und Zn-Gehalte auf. Kompost aus Straßenbegleitflächengrün ist z.T. so stark mit Pb (200 mg/kg TS) und Cd (2,3 mg/kg TS) angereichert, daß die Schwermetallrichtlinien nicht mehr eingehalten werden können (HOFFMANN et al. 1989).

Tab. 12: Organische Schadstoffgehalte von verschiedenen Abfallarten und Reststoffen

	Quelle	PAK (gesamt) (mg/kg TS)	PCB (6 Kongenere) (mg/kg TS)	PCDD/F (ng I-TEQ/kg TS)
Straßenlaub (stark belastet)	1	1,66	0,047	-
" (gering belastet)	1	0,81	0,04	-
Küchenabfälle	1	6,89	0,036	-
Grünabfälle	1	0,29	0,053	-
Gras	2	-	-	0,5 - 1,7
" (entlang der B 28, Reutlingen)	3			2,7*
" (entlang einem Feldweg)	3			1,9*
" (entlang der L 374, Reutlingen)	3			7,6*
Strauchschnitt (entlang B 28, Stadtmitte)	3			6,1*
Koniferennadeln	4	-	-	1,4 - 2,6
Stroh	4	-	-	1,4 - 5,3
Mischlaub Baum	4	-	-	8,3 - 8,5
Ernterückstände	4	-	-	0,5 - 24
Eichenlaub	4	-	-	6,7 - 20,4
Mischlaub abgefallen	4	-	-	15
Staubdepositionen	5	-	-	340 - 620
Hausstaub	5	-	-	25 - 1.368

*normiert auf 30% Glühverlust. Quelle: POLETSCHNY et al. 1991 (1), MURL 1991 (2), KRAUSS et al. 1994 (3), LAHL u. ZESCHMER-LAHL 1991 (4), KRAUSS et al. 1991 (5)

Die Schadstoffgehalte von Grünabfällen sind je nach Vegetationszusammensetzung, Schnittzeitpunkt und Erfassungstechnik jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Bei krautreichen Grünabfällen ist die Schwermetallbelastung über den Luftpfad größer als bei grasreichen, da die Oberflächenkontamination durch schadstoffhaltige Staubablagerungen bei großblättrigen Straßenrandgesellschaften intensiver ist als bei grasreicher Vegetation mit geringer Blattflächenentwicklung. Pflegeabfälle, die im Spätjahr anfallen, sind stärker schadstoffbelastet als Frühjahrsmaterial, weil physiologisch reifere Pflanzen durch Wasser-

mangel und altersbedingte Degenerationsprozesse veränderte Oberflächeneigenschaften und Filterwirkungen haben und ältere, oft kutikulageschädigte Blätter eine höhere Aufnahme- und Speicherkapazität für schwermetallhaltige Aerosole besitzen.

Die höhere Schadstoffbelastung pflanzlicher Abfälle aus der Straßenrandpflege im Spätjahr kann aber auch eine Folge des hohen Verkehrsaufkommens in den Sommermonaten, der geringeren Verdünnung durch den nachlassenden Biomassezuwachs und der niedrigeren Abwaschraten der oberflächlich anlagernden Verunreinigungen sein. Mittel- bis langfristig ist wegen der weiter fortschreitenden Substitution bleihaltiger Kraftstoffe durch bleifreies Benzin mit einer spürbaren Verringerung der Bleibelastung zu rechnen. Die höhere Belastung mit Cadmium, das aus dem Abrieb des Asphalts und der Reifen stammt, und mit Zink, das aus den Schutzplanken und Leiteinrichtungen gelöst wird, bleibt dagegen auch mittelfristig relevant. Mähabfall, der mit dem Mulch- und Ladegerät erfaßt wird, enthält im Vergleich zum handgemähten Grünschnitt doppelt so hohe Bleimengen, da durch das Saugverfahren gleichzeitig schadstoffbehaftete Staub- und Bodenteilchen aufgenommen werden (GELLERT und HANKE 1989).

Ein höherer Schadstoffgehalt in den Bio- und Grünabfällen ist bei der Vergärung problematischer als bei der Kompostierung, weil unter den sauren Milieubedingungen im Fermenter Schwermetalle leichter ausgelaugt und in die Feststofffraktion eingetragen oder ins Abwasser verlagert werden. Grünabfälle aus Gärten und Parks, die an befahrene Straßen oder emissionsrelevante Industriestandorte angrenzen, Mähgut aus der Straßenrandpflege und andere, erfahrungsgemäß stärker schadstoffbelastete Grünabfälle sollten nur dann stofflich verwertet werden, wenn der daraus erzeugte, unvermischte Kompost die bestehenden Qualitätsanforderungen einhalten kann. Aus den Angaben zum Schwermetallgehalt verschiedener Bio- und Grünabfallfraktionen können jedoch keine unmittelbaren Rückschlüsse auf den Schwermetallgehalt des erzeugten Komposts gemacht werden und vice versa. Dies zeigt die Gegenüberstellung von theoretisch ermittelten und parallel dazu analytisch bestimmten Schwermetallkonzentrationen, die im Schnitt eine fünffach höhere Schwermetallbelastung im Kompost ergab als angenommen (KALVELAGE 1992). Gründe dafür können der lokale, geogen-pedogene Einfluß auf den Schwermetallgehalt der Pflanzen, die Immissions-situation und anlageninterne Kontaminationspfade sein. Hauptquelle für einen erhöhten Schwermetallgehalt dürften insbesondere der metallhaltige Stör- und Fremdstoffanteil und der anorganische Feinmüll (Asche, Staubsaugerbeutelinhalt, Katzenstreu) sein.

Die Belastung von Bio- und Grünabfällen und pflanzlichen Reststoffen mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), polychlorierten Biphenylen (PCB) und Dioxinen (PCDD/F) korreliert mit dem Staubanteil. Die Bedeutung des Staubbelags als Einschlep-

pungsquelle für organische Schadstoffe konnte anhand der verringerten Belastung durch einfaches Waschen des Materials gezeigt werden (KRAUSS et al. 1995). Laub aus der Straßenreinigung und Grünabfall aus verkehrsbelasteten Siedlungsgebieten enthält relativ hohe Gehalte an organischen Schadstoffen (s. Tab. 12). Eine Reduzierung der Dioxinbelastung durch den Ausschluß des Pflegeabfalls von Straßenbegleitflächen erscheint dagegen fraglich, da diese manchmal stärker von der regionalen Hintergrundbelastung als vom Verkehrsaufkommen abhängig ist. Die in Tabelle 12 angegebenen Dioxingehalte von verschiedenen pflanzlichen Abfall- und Reststoffen dienen zur Groborientierung, da die auf den TS-Gehalt bezogenen Angaben nichts über den Abbaugrad der organischen Substanz und die dadurch mögliche Aufkonzentrierung der Dioxine aussagen. In Abhängigkeit vom Organikgehalt kann es während der stofflichen Behandlung zu einer Dioxinanreicherung kommen, da diese im Gegensatz zu den anderen organischen Komponenten nicht oder kaum abgebaut oder über die Gasphase und das Sickerwasser ausgetragen werden können.

4.5 Verfahrenstechnische Eignung

Die TS-Gehalte und C/N-Verhältnisse der einzelnen Abfall- und Reststofffraktionen sowie deren Nährstoff-, Salz- und Schadstoffkonzentrationen bestimmen ihre verfahrenstechnische Eignung für eine stoffliche bzw. energetische Verwertung. Die Eigenschaften können jedoch durch Vermischung mit anderen Abfallarten, durch Trocknungs- oder Bewässerungsvorgänge und rottefördernde Zusatzmittel an die Anforderungen der Behandlungstechnik angepaßt werden. In den voranstehenden Teilabschnitten dieses Kapitels ist bereits verschiedentlich auf Implikationen der Konzentration diverser Inhaltsstoffe auf die Eignung oder Nichteignung für die unterschiedlichen Behandlungsverfahren hingewiesen worden. In diesem Abschnitt werden diese Teilaussagen zu orientierenden Angaben im Hinblick auf die verfahrenstechnische Eignung verschiedener Bio- und Grünabfälle aufgrund ihrer Zusammensetzung zusammengeführt.

Küchenabfälle sowie strukturschwache Gewerbeabfälle sind wegen des höheren Wasser- und Schadstoffgehalts für eine energetische Verwertung in Biobrennstoffanlagen i.d.R. nicht geeignet. Sie können vermischt mit holzigen Strukturmaterialien einer Garten- oder Pflanzenabfallkompostierung unterzogen werden, sollten aber aufgrund ihres höheren Wassergehalts und wegen der Gefahr von Geruchsbildungen und der erhöhten Gefahr einer Ausbreitung von Krankheitserregern bevorzugt in gekapselten Kompostierungs- oder in Vergärungsanlagen behandelt werden (s. Tab. 13).

Gras- und krautartige Garten- und Balkonabfälle eignen sich in Mischung mit holzigen oder anderen strukturreichen Pflegerückständen besonders gut für die Gartenkompostierung. Die Gartenabfälle und die kommunalen Grünschnittrückstände können einer Flächen-, Pflanzenabfall- oder Bioabfallkompostierung unterzogen werden. Grasaufwuchs von Erholungs- und Parkflächen, von Straßen- und Gewässerrandflächen sowie Landschaftspflegeheu von Naturschutz- und Biotopflächen mit hohen TS-Gehalten und geringen Nährstoffkonzentrationen sowie weiten C/N-Verhältnissen sind potentiell geeignete Biobrennstoffe, können aber auch kompostiert werden. Kurzgeschnittenes Material ist nur in geringen Mengen problemlos kompostierbar und eignet sich wegen seiner leichten Abbaubarkeit bei nicht zu hohen Stickstoffgehalten zur Biogasgewinnung in Vergärungsanlagen als zur Kompostierung in Bioabfallkompostierungsanlagen.

Tab. 13: Technische Eignung der Abfallarten und Reststoffe für verschiedene Behandlungswege

	Gartenkompostierung	Flächenkompostierung	Pflanzenkompostierung	Bioabfallkompostierung	Trockenfermentation	Biobrennstoffanlage
Organische Küchenabfälle	- / +	--	--	+	++	--
Gras- und krautartige Garten- und Balkonabfälle	++	- / +	+	+	+	--
Strukturschwache Gewerbeabfälle	--	--	- / +	+	++	--
Grasartige kommunale Grünabfälle	--	+	+	+	+	- / +
Grünabfälle von Straßenbegleitflächen	--	-- / +	-- / +	-- / +	-- / +	- / +
Pflegeabfälle von Gewässerbegleitflächen	--	- / +	- / +	- / +	- / +	- / +
Laub aus verdichteten Siedlungsgebieten	--	--	--	--	--	-- / -
Laub aus ländlichen Siedlungsgebieten	--	-	-	-	--	- / +
Holzige Gartenabfälle	- / +	- / +	- / +	-	--	+
Holzige Gewerbeabfälle	--	--	--	- / --	--	- / +
Holzige kommunale Grünabfälle	--	- / +	- / +	-	--	+
Pflegeheu von Naturschutz- und Biotopflächen	--	++	- / +	- / +	-- / +	- / +
Stroh	--	++	- / +	+	--	++
Rinde	--	--	- / +	-- / -	--	- / +
Waldrestholz	--	--	-- / -	--	--	++

Legende: -- = nicht geeignet, - = bedingt geeignet, + = geeignet, ++ = gut geeignet

Pflegegras von Straßenbegleitflächen kann in Abhängigkeit vom Fahrbahnabstand nur eingeschränkt schadlos verwertet werden, weil der vergleichsweise hohe Schadstoffgehalt den Wert des erzeugten Komposts verringert bzw. höhere Anforderungen an die Schadstoffrückhaltetechnik bei der Verbrennung stellt. Der Aufwuchs von Gewässerrandstreifen sollte wegen dessen mineralischen Verunreinigungen durch Überschwemmungen eher in Kompostierungsanlagen als in Biobrennstoffanlagen verwertet werden. Laub ist ein schwie-

riger Abfallstoff, da es schlecht kompostier- oder fermentierbar ist, und wegen seines höheren Aschegehalts, auch wenn es von wenig immissionsbelasteten Gebieten stammt, nur bedingt als Biobrennstoff genutzt werden kann

Stroh ist ein Reststoff, der sich sowohl bei der Flächenkompostierung als auch in Biobrennstoffanlagen bewährt hat. Waldrestholz lässt sich aufgrund seines weiten C/N-Verhältnisses nur sehr langsam stofflich umwandeln und ist nicht zuletzt wegen seines verhältnismäßig geringen Stickstoff- und Aschegehalts ein traditioneller Biobrennstoff. Die energetische Nutzung von Rinde ist Stand der Technik, stellt aber aufgrund ihres hohen Mineraliengehalts größere Anforderungen an die Verbrennungstechnik als Stroh und Holz.

Von den aufgeführten Abfallgruppen sind Stroh, Waldrestholz und die holzigen Pflegerrückstände aus der Natur- und Erholungslandschaft diejenigen Abfall- und Reststoffe, die für eine energetische Nutzung in Frage kommen. Die energetische Verwertung gras- oder heuartiger Pflegerrückstände in Biobrennstoffanlagen ist um so interessanter, je trockener und nährstoffärmer diese sind. Leicht abbaubare Abfälle mit hohem Wasser- und Nährstoffgehalt sowie engen C/N-Verhältnissen lassen sich dagegen besser in Kompostierungs- oder Vergärungsanlagen behandeln. Abfälle und Reststoffe, wie z.B. das Laub aus der Straßenbegleitflächenpflege, die im Verdacht stehen, eine höhere Schadstofffracht zu besitzen, sollten keiner stofflichen Behandlung und auch keiner energetischen Nutzung in Biobrennstoffanlagen unterzogen werden.

Neben den Unterschieden in der technischen Eignung einzelner Abfallgruppen für bestimmte Behandlungswege gibt es noch weitere Merkmale, welche für die Eignung von Behandlungsverfahren wichtig sind (s. Tab. 14). Hohe TS- und Organikgehalte sowie weite C/N-Verhältnisse und geringe Nährstoff- und Aschegehalte sorgen für einen reibungslosen Verbrennungsablauf und hohe Energieausbeuten. Waldrestholz und Stroh, aber auch holzige Garten-, Gewerbe- und Kommunalabfälle sowie Pflegeheu aus der Naturschutz- und Landschaftspflege haben deshalb einen vergleichsweise hohen energetischen Wert.

Die thermische Verwertung von Laubabfällen und Grastrückständen aus der Straßenbegleitflächenpflege kann wegen deren Verunreinigungen durch anorganische Schadstoffe in Abhängigkeit von den Schadstoffrückhaltemaßnahmen und der Ascheverwertung problematisch sein. Die organischen Schadstoffkonzentrationen und die Gehalte an Krankheitserregern oder Phytopathogenen der Abfall- und Reststoffe sind bei der energetischen Verwertung weniger bedeutsam, da sie durch die hohen Verbrennungstemperaturen zerstört werden. Geruchsemissionen sind i.d.R. nicht relevant, da bei den Biobrennstoffen aufgrund der

natürlich oder durch Trocknung erzielten hohen TS-Gehalte keine nennenswerten geruchsbildenden Prozesse stattfinden.

Zu den wertgebenden Inhaltsstoffen bei der stofflichen Verwertung organischer Abfälle gehören ein hoher Organikgehalt, ein nicht zu weites, aber auch nicht zu enges C/N-Verhältnis sowie hohe Nährstoffgehalte. Wertmindernd sind hohe Salz-, Schwermetall- und organische Schadstoffgehalte, wobei die Salzkonzentration bei der Garten- und Flächenkompostierung keine Rolle spielt. Die Krankheitserreger sind vor allem bei der Gartenkompostierung und der Bioabfallkompostierung oder -vergärung bewertungsrelevant, während die Phytopathogene bei der Pflanzenabfall- und der Flächenkompostierung unerwünschte Folgen haben können.

Tab. 14: Wertgebende und wertmindernde Inhaltsstoffe der verschiedenen Abfallarten und Reststoffe

	TS	Organ. Subst.	C/N-Verh.	Nährstoffe	Salzgehalt	Schwermetalle	Organ. Schadstoffe	Krankheitserreger	Phytopathogene	Geruchsbildung
Organische Küchenabfälle	1-2	3-5	1-2	3-5	3-5	4-5	3-4	4-5	1-2	4-5
Gras- u. krautartige Garten-/Balkonabfälle	1-3	2-5	1-3	3-5	3-5	3-4	4-5	1-2	4-5	3-4
Strukturschwache Gewerbeabfälle	1-3	3-5	1-3	3-5	3-5	4-5	3-4	4-5	1-2	3-4
Grasartige kommunale Grünabfälle	1-5	3-5	1-3	3-5	3-5	3-4	4-5	1-2	2-3	3-4
Grünabfälle von Straßenbegleitflächen	1-5	3-5	1-3	3-5	3-5	4-5	4-5	1-2	2-3	3-4
Pflegeabfälle von Gewässerbegleitflächen	1-5	3-5	1-3	3-5	3-5	3-4	3-4	1-2	2-3	3-4
Laub aus verdichteten Siedlungsgebieten	3-5	1-2	3-4	1-2	2-3	4-5	4-5	1-2	2-3	1-2
Laub aus ländlichen Siedlungsgebieten	3-5	1-2	3-4	1-2	2-3	2-3	3-4	1-2	1-2	1-2
Holzige Gartenabfälle	3-4	4-5	4-5	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Holzige Gewerbeabfälle	3-4	4-5	4-5	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Holzige kommunale Grünabfälle	3-4	4-5	4-5	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Pflegeheu von Naturschutz-/Biotopflächen	2-5	3-5	2-4	2-3	3-5	1-2	2-3	1-2	1-2	1-2
Stroh	3-5	4-5	3-4	1-2	1-3	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2
Rinde	3-4	1-3	4-5	1-3	3-5	2-3	2-3	1-2	1-2	1-2
Waldrestholz	3-4	4-5	4-5	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2	1-2

Legende: 1 = gering bzw. niedrig, 5 = hoch bzw. weit

Garten- und Balkonabfälle, Grünabfälle von kommunalen Flächen sowie z.T. auch Abfälle aus der Straßen- und Gewässerrandflächenpflege gehören zu den Abfallarten, aus denen ein hochwertiger Kompost erzeugt werden kann. Küchenabfälle und strukturschwache organische Gewerbeabfälle sind wegen ihrer geringen TS-Gehalte und hohen Fremdverunreinigungen sowie ihrer Neigung zur Geruchsfreisetzung problematische Organikabfälle.

5. Abfallerfassung und Biobrennstoffbereitstellung

Bio- und Grünabfälle sowie land- und forstwirtschaftliche Reststoffe können in Abhängigkeit von den räumlich-strukturellen Gegebenheiten und der Abfallzusammensetzung mit unterschiedlichen, teilweise verfahrensspezifischen Vorgehensweisen erfasst und konditioniert werden. Die Erfassungssysteme beeinflussen die erfassbare Abfallmenge, die Qualität der Abfälle und Reststoffe sowie die Abfallentsorgungs- bzw. Brennstoffkosten. Die getrennte Sammlung und Erfassung kann, je nachdem, welche Abfallarten zu erfassen sind, wie hoch der TS-Gehalt ist, und welches Behandlungsverfahren gewählt wird, mit unterschiedlichen Fahrzeugen und Sammelintervallen durchgeführt werden.

Die Erfassung von heuartigen Grünschnittabfällen, Laub und holzreichem Strauch-, Hecken- und Baumrückschnitt kann wegen des hohen TS-Gehalts und des geringen Volumengewichts über Straßensammlungen, Grünabfallcontainer oder Wertstoffhöfe erfolgen. Die Straßensammlungen können entsprechend dem Vegetationsverlauf in unregelmäßigen Abständen durchgeführt werden, weil eine längere Zwischenlagerung weder hygienische Bedenken noch Geruchsemissionen verursacht. Organische Haushalts- und Gartenabfälle mit einem hohen Anteil an nassen, leicht abbaubaren Substanzen, müssen dagegen in geschlossenen Behältnissen und regelmäßigen Abständen eingesammelt werden, um Belästigungen durch Gerüche, Insekten und Nagetiere zu vermeiden. Sowohl bei den stofflichen Verfahren als auch bei der energetischen Nutzung müssen holzige Abfälle und Reststoffe zerkleinert werden, bevor diese verwertet werden können. Bei den strukturschwachen, halmgutartigen Abfällen und Reststoffen ist beim gegenwärtigen Stand der Technik zu ihrer Nutzung als Biobrennstoff eine vorhergehende Verdichtung zu Ballen oder Pellets wünschenswert.

5.1 Sammlung von Grünabfällen

Die spezifischen Kosten der Grünabfallerfassung sind von der erfaßten Menge pro Straßensammlung, der Akzeptanz gegenüber Grünabfallcontainern und dem Abfallanteil, der von den Pflegebeauftragten oder Privatpersonen kostenlos zum Ort der Behandlung transportiert wird, abhängig. Die abschöpfbare Grünabfallmenge wird aber nicht nur von der Anzahl der Sammlungen, Wertstoffhöfe und Grünabfallcontainer, sondern auch von der Gebührenehöhe für pflanzliche und andere Abfallarten bestimmt. Über zwei- bis sechsmal im Jahr durchgeführte Straßensammlungen können 2-10 kg FM Grünabfall/(EW·a) abgeschöpft

werden (ROSENFELDER 1993). Mit 14tägigen Sammelintervallen, zusätzlich aufgestellten Sammelcontainern und einer kostenlosen Grünabfallannahme in Wertstoffhöfen können ca. 55 kg FM/(EW·a) erfaßt werden. Durch eine hohe Sammelintensität kann die erfaßbare Grünabfallmenge pro Teilnehmer in ländlichen Gebieten auf rd. 70-110 kg FM/(EW·a) ansteigen (GALLENKEMPER und DOEDENS 1993, ROSENFELDER 1993). In einigen Kommunen ist die kostenlose Grünabfallerfassung wegen der z.T. sehr hohen Mengen an Grünabfällen auf 0,5-1 m³ pro Privatgrundstück eingeschränkt worden (DLG 1994).

SPECHT und WILKEN (1994) kommen zu dem Ergebnis, daß sich über Straßensammlungen und Wertstoffhöfe im Mittel rd. 80 kg FM/(EW·a) aus dem privaten Grünbereich erfassen lassen. Durch regelmäßig stattfindende Grünabfallsammlungen, Grünabfallcontainer und Ablieferungsmöglichkeiten bei Wertstoffhöfen oder bei der Kompostierungsanlage selbst können in Baden-Württemberg ca. 114 kg FM/(EW·a) bzw. 63 % der über die Bioabfallkompostierung insgesamt erfaßbaren organischen Abfallmenge durch die Pflanzenabfallkompostierung abgeschöpft werden (s. Tab. 15). Bei dieser Abschätzung wurde unterstellt, daß 80% der Grünabfälle aus Privatgärten und 100% der Pflegerückstände von kommunalen Grünflächen und aus der Gewässer- und Straßenrandunterhaltung erfaßt werden können. Über die Straßensammlungen mit landwirtschaftlichen Fahrzeugen lassen sich dagegen nur 40 kg FM/(EW·a) bzw. 35% der Grünabfallmenge, die über die Pflanzenabfallkompostierung erfaßt werden kann, abschöpfen.

Tab. 15: Erfassbare Bio- und Grünabfallmengen in Abhängigkeit vom Behandlungsverfahren

	Verfahren	BAK	PFK	TRV	GAK	FLK	BBA
		<i>kg FM/(EW×a)</i>					
Organische Küchenabfälle	B,K	31	-	31	9	-	-
Grünabfälle von Privatgärten	B,K,L,G,S	92	74	46	74	28	18
Organische Gewerbeabfälle	B	16	-	8	-	-	3
Kommunale Grünabfälle	S,L	23	23	-	-	7	5
Grünabfälle von Straßenbegleitflächen	S	11	11	-	-	-	2
Pflegeabfälle von Gewässerbegleitflächen	S,L	6	6	3	-	6	1
Erfasste Abfallmenge insgesamt		179	114	88	83	41	29
Erfasste Menge in % der BAK		100	64	49	46	23	16
<small>B=Biotonne, K=Gartenkomposter, L=Landwirtschaftliche Sammelfahrzeuge, G=Gewerbliche Sammelfahrzeuge, S=Selbstanlieferer BAK=Bioabfallkompostierungsanlage: 100% der Menge (s. Kapitel 3), BBA=Biobrennstoffanlagen: 20% Menge, FLK=Flächenkompostierung: 30% der Menge, GAK=Gartenkompostierung: 30% der Küchenabfälle und 80% der Gartenabfälle, PFK=Pflanzenabfallkompostierung: 80% der Gartenabfälle u. 100% der kommunalen Grünabfälle, TRV=Trockenvergärung: 100% der Küchenabfälle, ansonsten 50% der organischen Abfälle</small>							

Die Kosten der Grünabfallerfassung sind davon abhängig, ob diese von gewerblichen Müllabfuhrunternehmen oder von Landwirten durchgeführt wird, und wie hoch der erforderliche Personalbedarf und die spezifische Erfassungsgeschwindigkeit ist. Der Zeit- und Kostenaufwand für die Straßensammlung mit landwirtschaftlichen Fahrzeugen ist, je nach Erfassungsart, Siedlungsstruktur und Sammelhäufigkeit, regionalen Schwankungen unterworfen. Durch eine jeweils am Anfang und am Ende der Vegetationsperiode durchgeführte Straßensammlung kann eine vergleichsweise hohe Sammelleistung von 40-70 m³ Rohmaterial pro Stunde erzielt werden (ROSENFELDER 1993). Ausgehend von einem Stundensatz von 130 DM pro Sammeleinheit, bestehend aus einem Schlepper mit Kipper, einem Fahrer und ein bis zwei Sammelpersonen, und einem Volumengewicht von 0,1 t/m³ ergeben sich Erfassungskosten von 18,60-32,50 DM/t FM. Die Erfassungskosten erhöhen sich durch die zusätzlichen Aufwendungen für Transportleistungen bei Entfernungen von rd. 10 km auf 30-70 DM/t FM.

Die Kosten der Erfassung von privaten Grünabfällen mit Preßplattenfahrzeugen liegen, je nach Abfuhrorganisation, Siedlungs- und Verkehrsstruktur (Straßenbreite, Einbahnstraßenregelungen und Verkehrsintensität), Erfassungssystem (Fahrzeugtyp und Abfallbehältnisse), Teilnehmerzahl und Mengenaufkommen, zwischen 50 und 100 DM/t FM (SCHÜRMER und SCHEMMER 1990, PFITZENMAIER und RAU 1995). Die Erfassung mit Grünabfallcontainern kostet zwischen 0,25 und 0,50 DM/(m³·km) bzw. zwischen 38 und 75 DM/t FM, bei einer Schüttdichte von 0,2 t/m³ und einer Transportentfernung von 30 km. Die Sammlung von Grünabfällen mit Containern wird inzwischen nur noch selten praktiziert, da sie wohl mit geringeren Kosten, aber einem höheren Fehlwurfanteil verbunden ist als die Straßensammlung.

Bei den Rückständen, die auf kommunalen Erholungs- oder Parkflächen, im Bereich der Straßenrandpflege, bei der Unterhaltung von Gewässerrandstreifen und bei Naturschutz- und Biotoppflegearbeiten anfallen, werden keine zusätzlichen Erfassungs- oder Transportkosten verrechnet. Die Aufwendungen für den Abtransport und die Behandlung des Materials werden vom Pflegebeauftragten übernommen oder sind in den Pflegevergütungen bereits enthalten. Grünabfälle, die von öffentlichen Erholungsflächen und Straßen- oder Gewässerrandstreifen stammen und kostenlos zur Anlage transportiert werden, machen 35% der Grünabfallmenge aus (s. Tab. 15). Inklusive der holzigen Gartenabfälle, die von Privatpersonen angeliefert werden, erhöht sich die kostenlos erfassbare Grünabfallmenge auf 43%. Die spezifischen Erfassungskosten bei der Behandlung von Grünabfällen in Pflanzenabfallkompostierungsanlagen verringern sich unter Berücksichtigung der kostenlos angelieferten Abfallmengen auf rd. 30-60 DM/t FM. Damit liegen die Erfassungskosten pro be-

handelter Tonne Grünabfall in der gleichen Größenordnung wie bei der Flächenkompostierung.

5.2 Erfassung von Bioabfällen

Die getrennte Erfassung von organischen Haushaltsabfällen und strukturschwachen Gartenabfällen, die nachfolgend als Bioabfälle bezeichnet werden, erfolgt i.d.R. über Biotonnen oder sogenannte Mehrkammertonnen (MEKAM-Tonnen). Bei den Biotonnen handelt es sich um Sammelgefäßbehälter (SGB) mit einem Fassungsvermögen von 80-240 l, die sich meist nur durch die Farbgebung von Restmüllbehältern unterscheiden. Die Bioabfallererfassung mit geschlossenen Behältnissen ist aus hygienischen Gründen empfehlenswert, da die wasserhaltigen Abfälle einem raschen mikrobiellen Abbau unterworfen sind. Sammelgefäßbehälter (SGB) mit Belüftungsöffnungen können zu einer Gewichts- und Volumenabnahme führen und die unter anaeroben Lagerbedingungen auftretenden Geruchsemissionen verringern. Da ihr Einsatz wegen des Austritts von Sickerwasser und einem möglicherweise erhöhten Fliegenbesatz umstritten ist, wird bei der Berechnung der Bereitstellungskosten für SGB von geschlossenen Biotonnen ausgegangen.

Das verfügbare Biotonnenvolumen hat einen maßgeblichen Einfluß auf die erfaßbare Bioabfallmenge. In Ein- und Zweifamilienhaus-Gebieten mit großen Gartenanteilen kann die Einführung großvolumiger Biotonnen eine 30-50%ige Erhöhung der Gesamtabfallmenge aufgrund nachlassender Eigenkompostierung zur Folge haben (ORCA 1992a). Zu knapp dimensionierte Biotonnen führen dagegen tendenziös zu einer schlechteren Trennleistung und einem höheren Organikanteil im Restabfall. Das Behältervolumen beeinflusst auch den Zeitbedarf für die Bioabfallererfassung, da der Aufwand pro erfaßter Gewichtseinheit bei einer 80-l Biotonne dreimal so groß ist wie bei einer 240-l Tonne. Bei sehr großzügigem Behältervolumen erhöht sich der Sammelaufwand, da das Raumgewicht abnimmt und unerwünscht hohe Gartenabfallmengen abgeschöpft werden.

Das geeignete Biotonnenvolumen kann nur im Rahmen des Abfallwirtschaftskonzepts bestimmt werden. Das aus abfallwirtschaftlicher Sicht erforderliche Mindestvolumen einer fahrbaren Biotonne mit einem Fassungsvermögen von 80 l kann bei Einzelhausbebauung im Jahresmittel meist nicht ausgelastet werden. Bei Mehrfamilienhausbebauung ist der Auslastungsgrad durch die Kombination verschiedener Behältergrößen und die geringeren saisonalen Schwankungen beim Abfallaufkommen höher. Das Biotonnenvolumen für Bewohner von Ein- und Zweifamilienhäusern ist mit 17-25 l pro Einwohner und Woche wegen des größeren Aufkommens an Gartenabfällen höher als bei Mehrfamilienhäusern, wo oft nur

11-20 l bereitgestellt werden (INTECUS 1993, KROGMANN 1994). Die spezifischen Kosten zur Bereitstellung und Wartung von Biotonnen oder MEKAM-Tonnen liegen, je nach Behältervolumen und erfaßter Abfallmenge, zwischen 17 und 50 DM/t FM (s. Tab. 16).

Tab. 16: Spezifische Kosten der Bereitstellung von Sammelgefäßbehältern in Abhängigkeit vom Behältervolumen

	SGB 80 l	SGB 120 l	SGB 240 l	MEKAM 260 l	SGB 660 l
Investitionen (DM/B)	75	105	132	145	595
Abschreibung (DM/(B×a))	9,38	13,13	16,50	18,13	74,38
Wartung und Reparatur*	6	8,4	10,56	11,6	47,6
Optimale Anzahl EW/B**	3	4	11	5	31
Mittlere Anzahl EW/B**	2	3	8	4	23
Erfasste Abfallmenge (t FM/(B×a))	0,38	0,95	1,96	0,98	3,22
Jahreskosten (DM/(B×a))***	19,05	26,67	33,53	36,83	151,14
Behälterkosten (DM/t FM)	50,13	28,07	17,11	17,35	46,94
SGB=Sammelgefäßbehälter, MEKAM=Mehrkammertonne					
B=Behälter, a=Jahr, *8% der Investitionen, **bei 14tägiger Abfuhr bzw. 7tägiger Abfuhr bei der MEKAM-Tonne, ***8% Zins, Eigene Berechnungen nach INTECUS 1993					

Die Bioabfallsammlung mit MEKAM-Tonnen und MEKAM-Fahrzeugen hat den Vorteil, daß der Bioabfall gleichzeitig mit dem Restabfall in zwei variabel voneinander getrennten Kammern erfaßt wird, und der übliche Abfuhrturnus ohne größere Mehrkosten beibehalten werden kann. Die etwas höheren Erfassungskosten im Vergleich zur Biotonne werden durch die aufwendigere Ausstattung der MEKAM-Tonnen und MEKAM-Fahrzeuge, die geringere Auslastung der Behälter- und Fahrzeugvoluminas und den niedrigeren Erfassungsgrad bedingt (INTECUS 1993). Durch die Möglichkeit, verunreinigte Chargen vollständig in die Restmüllkammer des MEKAM-Fahrzeuges zu entleeren, ist die pro Teilnehmer erfaßbare Bioabfallmenge im Mittel um ca. 25% geringer als bei der Biotonne. Der Anteil an Fremdverunreinigungen (5-18 Gew.-%) und an ausgelesenen Störstoffen (4,5-7,8 Gew.-%) im Bioabfall aus der MEKAM-Tonne ist dennoch nicht niedriger, sondern tendenziös etwas höher als bei der Biotonne. Bei den anschließenden Abschätzungen zu den spezifischen Kosten der Bioabfallererfassung wird deshalb von einer Bioabfallererfassung mit Biotonnen ausgegangen.

Die Kosten der Bioabfallerfassung mit der Biotonne können in Abhängigkeit von den regionalspezifischen Rahmenbedingungen stark divergieren. Einen Einfluß auf die Erfassungskosten haben

- das Abfuhrsystem (Abfuhrintervall, Serviceangebot),
- die Struktur des Sammelgebiets und die Teilnehmerquote sowie
- die Gebührensatzung und Abfallmenge.

Die Erfassung der Bioabfälle mit Preßplatten- oder Drehtrommelfahrzeugen kann in 7tägigen bzw. 14tägigen Abständen, additiv oder alternierend zur Restmüllabfuhr erfolgen. Aus Kostengründen wird bevorzugt die Bio- und Restabfallabfuhr im wöchentlichen Wechsel praktiziert, weil dadurch die Anzahl der erforderlichen Behälterleerungen konstant bleibt und die zusätzlichen Kosten für eine getrennte Bioabfallsammlung gering sind. Aus hygienischer Sicht wären wöchentliche Abfuhrintervalle für beide Abfallarten vorteilhaft, da je nach Trennanweisung und Sortierfreudigkeit auch der Restabfall nennenswerte Organikanteile enthalten kann, die insbesondere in den Sommermonaten zu Belästigungen der Biotonnenbenutzer und der Anwohnerschaft durch unangenehme Gerüche, Insekten und Nagetiere führen können.

Die wöchentliche Bioabfallabfuhr aus hygienischen Gründen ist umstritten, weil die Messungen der Luftkeimzahlen über Abfallbehältern keine signifikanten Korrelationen zwischen Abfallzusammensetzung, Standzeit, Außentemperatur und durchschnittlicher Anzahl kolonienbildender Mikroorganismen (*Escherichia coli*, Schimmelpilze, usw.) gezeigt haben (STREIB et al. 1989). Auch anderen Untersuchungen zufolge kann aus den Keimzahlen von Bioabfällen die Notwendigkeit einer wöchentlichen Biotonnenabfuhr aufgrund einer höheren mikrobiellen Belastung oder intensiveren Geruchsbildung nicht abgeleitet werden (RÜDEN et al. 1986, JAGER et al. 1991, SCHERER 1992). Aufgrund des verstärkten Auftretens von Ungeziefer bei längeren Standzeiten sowie der Risiken für allergisch reagierende und abwehrgeschwächte Menschen durch Pilzsporen (*Aspergillus fumigatus*, Mucoraceen) beim Umgang mit der Biotonne wird dennoch eine wöchentliche Abfallentsorgung in den Sommermonaten empfohlen (STEIN 1989, STAIB 1991).

Die Erfassungskosten werden neben der Häufigkeit der Biotonnenentleerung auch davon beeinflusst, ob diese Dienstleistung im Teilservice oder im Fullservice durchgeführt wird. Beim Fullservice werden die Biotonnen von der Abfuhrmannschaft vom Standplatz geholt und an diesen zurückgebracht, während sie beim Teilservice von den Benutzern am Straßenrand zur Entleerung bereitgestellt werden. Die spezifischen Erfassungskosten pro Tonne

Bioabfall liegen beim Fullservice, je nach SGB-Volumen und Befüllungsgrad, zwischen 222 und 759 DM bei wöchentlicher bzw. 161 und 446 DM bei 14tägiger Abfuhr (s. Tab. 17).

Die Erfassungskosten im Teilservice belaufen sich bei ähnlicher Sammelleistung auf rd. 160-550 DM/t FM Bioabfall bei wöchentlicher Einsammlung bzw. auf 100-190 DM/t FM Bioabfall bei 14tägigen Abfuhrintervallen (s. Tab. 18). In gemischt bebauten Gebieten kann mit Erfassungskosten pro Tonne FM Bioabfall von rd. 310 DM bei wöchentlicher Abfuhr und von 150 DM bei 14tägigen Abfuhrabständen gerechnet werden. Der untere Wert entspricht den Kosten, die in der Stadt Mannheim bei der Bioabfallererfassung im 14tägigen Turnus anfallen (STADT MANNHEIM 1993).

Tab. 17: Kosten der getrennten Erfassung von Bioabfall bei unterschiedlichen Abfuhrintervallen und SGB-Volumina im Fullservice

		Länge der Abfuhrintervalle							
		7-tägig				14-tägig			
		Fassungsvermögen der Sammelgefäßbehälter für Bioabfälle (l/SBG)							
		80	120	240	660	80	120	240	660
Bioabfallaufkommen	kg/(EW×a)	190	190	140	140	190	190	140	140
Bioabfallvolumina	l/(EW×a)	760	760	560	560	760	760	560	560
Biotonnenvolumina	l/(EW×Wo)	15	15	11	11	29	29	22	22
SGB Bioabfall	l/SGB	80	120	240	660	80	120	240	660
Optimierte Anzahl Einwohner/Biotonne	EW/To	5	8	22	61	3	4	11	31
Mittlere Anzahl Einwohner/Biotonne	EW/To	2	5	14	23	2	3	8	23
Auslastung der Biotonne	%	37	61	63	38	73	73	72	75
Schüttdichte Bioabfall	t/m ³	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Erfassungsmenge	t/(To×a)	0,38	0,95	1,96	3,22	0,38	0,95	1,96	3,22
Erfassungsvolumina	m ³ /(To×a)	1,52	3,8	7,84	12,88	3,04	4,56	8,96	25,76
Maximale Zuladung Volumina	m ³	16	16	16	16	16	16	16	16
Verdichtungsfaktor Bioabfall		3	3	3	3	3	3	3	3
Maximale Zuladung Drehtrommelfahrzeug	t	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
Investition Biotonne	DM/To	75	105	132	595	75	105	132	595
Abschreibungskosten*	DM/(To×a)	9,38	13,13	16,50	74,38	9,38	13,13	16,5	74,38
Wartungs-/Reparaturkosten*	DM/(To×a)	6	8,4	10,56	47,6	6	8,4	10,56	47,6
Biotonne-Kosten**	DM/(To×a)	19,05	26,67	33,53	151,14	19,05	26,67	33,53	151,14
Biotonnenkosten pro Tonne Abfall	DM/(t FM×a)	50,13	28,07	17,11	46,94	50,13	28,07	17,11	46,94
Fahrzeugkosten	DM/h	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54
Personalkosten Fullservice	DM/h	284	284	284	284	284	284	284	284
Fahrzeug- und Personalkosten	DM/h	362	362	362	362	362	362	362	362
Anzahl Sammlungen	Anzahl/a	52	52	52	52	26	26	26	26
Arbeitszeit	h/d	8	8	8	8	8	8	8	8
Behälterleerzeit	s/SGB	28,5	28,5	28,5	30	28,5	28,5	28,5	30
Zwischenfahrzeit	s/SGB	16,9	16,9	16,9	45	16,9	16,9	16,9	45
An-/Abfahrzeit	h/d	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Anzahl Behälter pro Tour (Gewicht)	SGB/Tour	889	356	172	105	445	178	86	52
Anzahl Behälter pro Tour (Volumina)	SGB/Tour	1.642	657	318	194	411	274	139	48
Anzahl Behälter pro Tour (Zeit)	SGB/Tour	515	515	515	312	515	515	515	312
Fahrzeit/Tour	h/Tour	13	6	4	4	7	4	3	3
Bioabfall/Tour	t/Tour	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
Erfassungskosten pro Tour	DM/Tour	4.609	2.170	1.332	1.336	2.576	1.357	938	940
Erfassungskosten pro Tonne Bioabfall	DM/t	709	334	205	206	396	209	144	145
Erfassungskosten gesamt	DM/t	759	362	222	253	446	237	161	192

SGB=Sammelgefäßbehälter, To=Biotonne, EW=Einwohner, s=Sekunde, h=Stunde, d=Tag, Wo=Woche, a=Jahr, *Nutzungsdauer: 8 Jahre, Wartung u. Reparatur: 8% der Investitionen, **8% Zins

Quelle: Eigene Berechnungen und INTECUS 1993

Die Verkürzung der Bioabfuhrzeiten von Juni bis September auf wöchentliche Sammelintervalle erhöht die Erfassungskosten auf rd. 220 DM/t FM Bioabfall. In Gebieten mit überwiegend Ein-/Zweifamilienhausbebauung kann die 14tägige Bioabfallabfuhr im Teilservice mit rd. 290 DM/t mit höheren Erfassungskosten verbunden sein. In Mehrfamilienhausgebieten wird die oben genannte Kostenspanne dagegen unterschritten (s. Abb. 14). Allerdings ist hierbei nicht berücksichtigt worden, daß die Bioabfallfassung in stark verdichtet bebauten Gebieten oft im Fullservice erfolgt, während die mit Einzelhäusern bebauten Gebieten im Teilservice entsorgt werden. Bei der Gesamtkostenberechnung wird davon ausgegangen, daß die mittleren Kosten der Erfassung organischer Haushalts- und Gartenabfälle zwischen rd. 150 und 220 DM/t FM liegen.

Tab. 18: Kosten der getrennten Erfassung von Bioabfall bei unterschiedlichen Abfuhrintervallen und SGB-Volumina im Teilservice

		Länge der Abfuhrintervalle							
		7-tägig				14-tägig			
		Fassungsvermögen der Sammelgefäßbehälter für Bioabfälle (l/SBG)							
		80	120	240	660	80	120	240	660
Bioabfallaufkommen	kg/(EW × a)	190	190	140	140	190	190	140	140
Bioabfallvolumina	l/(EW × a)	760	760	560	560	760	760	560	560
Biotonnenvolumina	l/(EW × Wo)	15	15	11	11	29	29	22	22
SGB Bioabfall	l/SGB	80	120	240	660	80	120	240	660
Optimierte Anzahl Einwohner/Biotonne	EW/To	5	8	22	61	3	4	11	31
Mittlere Anzahl Einwohner/Biotonne	EW/To	2	5	14	23	2	3	8	23
Auslastung der Biotonne	%	37	61	63	38	73	73	72	75
Schüttdichte Bioabfall	t/m ³	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Erfassungsmenge	l/(To × a)	0,38	0,95	1,96	3,22	0,38	1,14	2,24	6,44
Erfassungsvolumen	m ³ /(To × a)	1,52	3,80	7,84	12,88	3,04	4,56	8,96	25,76
Maximale Zuladung Volumina	m ³	16	16	16	16	16	16	16	16
Verdichtungsfaktor Bioabfall		3	3	3	3	3	3	3	3
Maximale Zuladung Drehtrommelfahrzeug	t	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
Investition Biotonne	DM/To	75	105	132	595	75	105	132	595
Abschreibungskosten	DM/(To × a)	9,38	13,13	16,50	74,38	9,38	13,13	16,50	74,38
Wartungs-/Reparaturkosten	DM/(To × a)	6	8,4	10,56	47,6	6	8,4	10,56	47,6
Biotonne-Kosten	DM/(To × a)	19,05	26,67	33,53	151	19,05	26,67	33,53	151
Biotonnenkosten pro Tonne Abfall	DM/(t FM × a)	50,13	28,07	17,11	46,94	50,13	23,40	14,97	23,47
Fahrzeugkosten	DM/h	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54	78,54
Personalkosten Teilservice	DM/h	175	175	175	175	175	175	175	175
Fahrzeug- und Personalkosten	DM/h	253	253	253	253	253	253	253	253
Anzahl Sammlungen	Anzahl/a	52	52	52	52	26	26	26	26
Arbeitszeit	h/d	8	8	8	8	8	8	8	8
Behälterleerzeit	s/SGB	28,5	28,5	28,5	30	28,5	28,5	28,5	30
Zwischenfahrzeit	s/SGB	16,9	16,9	16,9	45	16,9	16,9	16,9	45
An-/Abfahrtszeit	h/d	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
Anzahl Behälter pro Tour (Gewicht)	SGB/Tour	889	356	172	105	445	148	75	26
Anzahl Behälter pro Tour (Volumina)	SGB/Tour	1.642	657	318	194	411	274	139	48
Anzahl Behälter pro Tour (Zeit)	SGB/Tour	515	515	515	312	515	515	515	312
Fahrzeit/Tour	h/Tour	13	6	4	4	7	3	2	2
Bioabfall/Tour	t/Tour	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
Erfassungskosten pro Tour	DM/Tour	3.220	1.516	931	934	1.800	853	621	518
Erfassungskosten pro Tonne Bioabfall	DM/t	495	233	143	144	277	131	96	80
Erfassungskosten gesamt	DM/t	546	261	160	191	327	155	110	103

SGB = Sammelgefäßbehälter, To = Biotonne, EW = Einwohner, s = Sekunde, h = Stunde, d = Tag, Wo = Woche, a = Jahr, *Nutzungsdauer: 8 Jahre, Wartung u. Reparatur: 8% der Investitionen, **8% Zins
 Quelle: Eigene Berechnungen und INTECUS 1993

Die mit der Biotonne erfassbare Menge an Küchen- und Gartenabfällen ist, wie bereits erwähnt, von der Siedlungsstruktur und der Teilnehmerquote abhängig. Die Bioabfallerfassung ist in Gebieten mit geringer Teilnehmerzahl wegen der längeren Zwischenfahrt-, Leerfahrt- und Transportstrecken mit höheren Erfassungskosten pro Tonne Abfall verbunden als die Bioabfallsammlung in Gebieten mit hohen Biotonnenstelltdichten. Eine Erhöhung der Teilnehmerzahl durch Ausübung eines Anschlußzwangs ist nicht rechtens, da Eigenkompostierer bei Nachweis einer umfassenden Eigenkompostierung eine Freistellung beantragen können. Die Anzahl der Biotonnenbenutzer kann dennoch auch in Ein- und Zweifamilienhausgebieten bei 80-90% liegen, da viele Eigenkompostierer die Biotonne in Anspruch nehmen, um unerwünschte organische Abfälle von ihrem Kompost fernzuhalten (GALLENKEMPER und DOEDENS 1994).

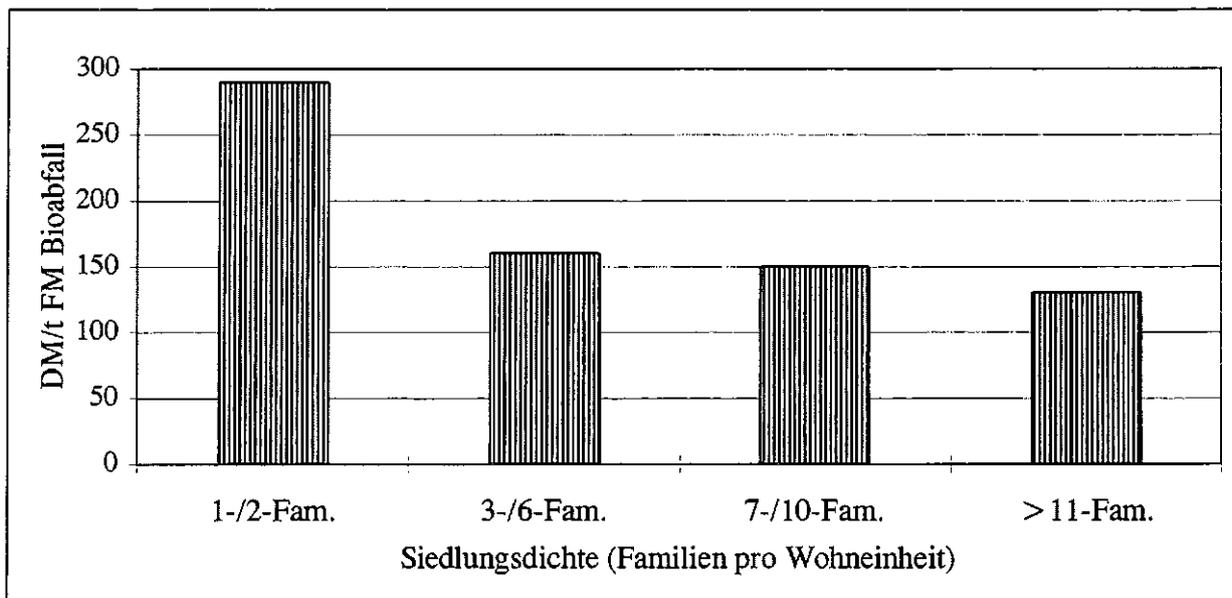


Abb. 14: Kosten der Bioabfallerfassung bei 14tägigen Abfuhrintervallen im Teilservice in Abhängigkeit von der Siedlungsdichte (nach INTECUS 1993)

Haushaltungen mit Eigenkompostierung entsorgen über die Biotonne 60-80% der Bioabfälle, die bei Haushaltungen ohne Eigenkompostierung erfaßt werden (WIEGEL 1992). Über die Biotonne und die gebührenfreie Grünabfallanlieferungen bei der Anlage können pro Einwohner und Jahr bis zu 179 kg FM/(EW·a) Bio- und Grünabfälle erfaßt werden (s. Tab. 15). Die Grünabfallerfassung über Straßensammlungen und über die Selbstanlieferung kann dagegen nur 63% der über die Biotonne erfassbaren Menge abschöpfen (s. Abb. 15).

Die mit der Biotonne erfassbare Abfallmenge wird nicht nur durch möglicherweise konkurrierende Entsorgungsangebote, sondern auch durch die Abfallverordnung und die Höhe der Abfallgebühren beeinflusst. Die Abfallgebühren werden, obwohl sie keine ökologisch motivierte Lenkungsfunctionen ausüben sollten, nicht immer dem Äquivalenz- bzw. Kostendeckungsprinzip entsprechend erhoben.

Mit einer Grund- und Zusatzgebühr können die Kostenaufwendungen der individuell erzeugten Bioabfallmenge angepaßt werden, die hieraus resultierende degressive Gebühr bei steigenden Abfallmengen gibt jedoch keinen Anreiz zur Abfallvermeidung. Deshalb werden von einigen Kommunen proportionale Gebührenmaßstäbe mit einheitlichen Gebühren pro Liter Behältervolumen bei unterschiedlichen Behältergrößen bevorzugt. Andere versuchen durch eine freie Behälterwahl mit geringem Mindestvolumen und wahlweiser Abfuhr der Biotonnen, durch Gebührenmarken oder durch frei nach dem individuellen Bedarf einsetzbare Biotonnenbänderolen zu einer größeren Kostengerechtigkeit zu gelangen. Möglich ist auch eine automatische Ermittlung der Anzahl an Biotonnenentleerungen und eine Volumen- oder Gewichtsfeststellung bei der Erfassung der Bio- und Grünabfälle.

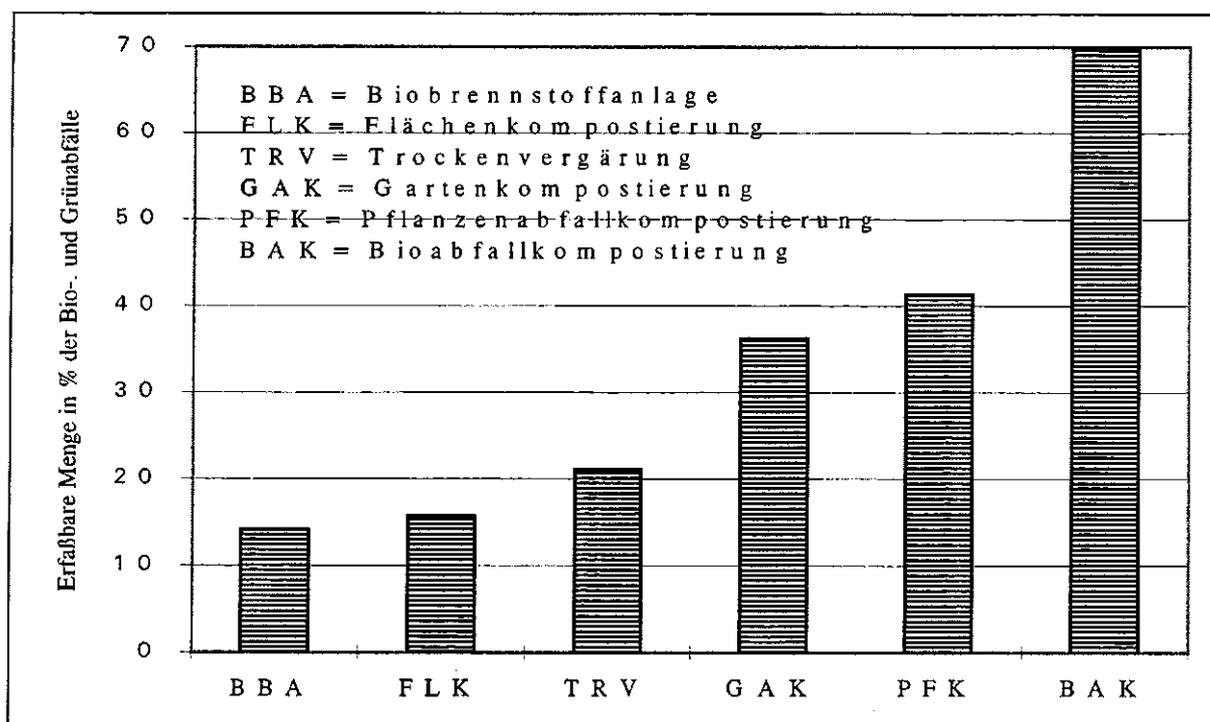


Abb. 15: Erfassbare Mengen an Bio- und Grünabfällen in Abhängigkeit vom verfahrensspezifischen Erfassungssystem

Die Wirkung des Gebührensystems auf das Abfallaufkommen ist nicht eindeutig definierbar, da die Situation vor Einführung neuer Gebührenverordnungen meist unzureichend erfaßt wird und sich verschiedene Einflüsse bei der Umstellung der Abfallerfassung überlagern können. Die Bewertung der Wirkung verschiedener Gebührensysteme reicht von einem unmerklichen Einfluß auf eine bis zu 33-51% reduzierte Abfallmenge (SCHEFFOLD 1993). Abfallgebühren, die zu je 50% aus einer Grund- und Gewichtsgebühr bestehen, können zu einer Verringerung des Abfallaufkommens zwischen 1,4% und 34% führen.

Die automatische Verwiegung wird oft als das gerechteste Gebührensystem angepriesen, obwohl unklar ist, ob das Abfallgewicht oder das Behältervolumen der bessere Maßstab zur Berechnung der benutzerspezifischen Abfallgebühr ist. Untersuchungen zufolge führt die Müllverwiegung zu keiner signifikanten Reduzierung des Abfallaufkommens, aber zu einem Anstieg des organisatorischen Aufwands zur Berechnung der Abfallgebühren und zur Entsorgung von wilden Abfallablagerungen (STADT ESCHBORN 1993). In Bayern wird nach Versuchen mit volumen- und gewichtsabhängigen Kostenberechnungen auf eine mengenproportionale Gebührenerhebung verzichtet, weil nachgewiesen wurde, daß rd. 70% der Erfassungskosten durch die Fixkosten verursacht werden. Da ein signifikanter Zusammenhang zwischen Abfallgebühr und Abfallmenge nicht erkennbar ist und in Baden-Württemberg mit Ausnahme von 15 Stadt- und Landkreisen keine mengen-, sondern behälterabhängige Gebühren erhoben werden (BIENROTH et al. 1995), kann von einer erfassbaren und zur Kompostierung geeigneten Bio- und Grünabfallmenge von 179 kg FM/(EW·a) ausgegangen werden.

5.3 Bereitstellung von Biobrennstoffen

Bei der energetischen Nutzung von Grünabfällen ist es vorteilhaft, wenn die Biobrennstoffe einen TS-Gehalt von 80-85% aufweisen, weil dann der Brennstoff ohne größere Verluste zwischengelagert werden kann, und er verbrennungstechnisch einfacher zu handhaben ist. Zur Verbrennung besonders geeignet sind zu Pellets und Ballen verdichtete, halmgutartige Biobrennstoffe und Hackschnitzel, die allerdings im Vergleich zum geshredderten Strukturmaterial bei der Kompostierung eine glatte Schnittfläche aufweisen sollten, weil die mikrobielle Angriffsfläche dadurch geringer ist. Eine Verdichtung, die für Landschaftspflege von Naturschutz- und Biotopflächen, extensiv gepflegten kommunalen Grünflächen oder von großflächigen Straßen- und Gewässerrandstreifen in Frage kommt, ist auch bei kurzen Transportentfernungen sinnvoll, da die kontinuierliche Versorgung einer Biobrennstoffanlage wegen des saisonalen Biomasseaufkommens ohne eine mehrmonatige Zwischenlagerung nicht möglich ist.

Das Volumengewicht von heuartigem Landschaftspflegeaufwuchs oder Stroh ($50-70 \text{ kg/m}^3$) kann auf $70-110 \text{ kg/m}^3$ bei Rundballen, $150-210 \text{ kg/m}^3$ bei kubischen Hesston-Ballen oder $500-700 \text{ kg/m}^3$ bei Pellets gesteigert werden. Dem hohen Volumengewicht und dem besseren Brennstoffwert sowie der automatischen Dosierbarkeit der Pellets stehen vergleichsweise hohe Konditionierungskosten von $60-120 \text{ DM/t TS}$ gegenüber. Die Ballenbildung ist mit $60-80 \text{ DM/t TS}$ deutlich kostengünstiger als die Pelletierung und kann außerdem ohne technische Probleme mit mobilen Geräten durchgeführt werden (WINTZER et al. 1993). Die mobile Pelletierung ($400-600 \text{ kg/m}^3$) ist angesichts mangelnder Praxisreife und hoher Anschaffungskosten von rd. 900.000 DM (HAIMER 1995) derzeit noch keine Alternative zur stationären Pelletierung und den damit verbundenen Zwischentransporten.

Stroh- und Heuballen, die energetisch verwertet werden sollen, müssen, durch Folien oder Planen geschützt, am Feldrand gelagert werden, da die Lagerkapazitäten bei der Biobrennstoffanlage i.d.R. nicht über einen Drei-Tagesvorrat hinausgehen. Die Zwischenlagerung von Pellets ist teurer als die Ballenlagerung, da diese aufgrund ihres hygroskopischen Charakters nur in befestigten Hallen gelagert werden können, und die Schütthöhe durch die Bruchgefahr begrenzt ist. Landschaftspflegeabfälle könnten auch mit Hilfe der Silagetechnik konserviert werden. Hierbei wird in großen Fahrhilos das, auf etwa 40% Wassergehalt vorgetrocknete Material verdichtet. Diese Lagertechnik wird in der Praxis noch nicht zur Bevorratung von Biobrennstoffen eingesetzt, da die weiteren Prozeßkettenglieder bis zur Verfeuerung des Silagegutes noch nicht ausgereift bzw. nicht ausreichend erprobt sind. Die Erfassungs- und Konditionierungskosten für heuartige Grünabfälle mit $80-85\%$ TS liegen, inklusive der Aufwendungen für das Ballenpressen ($25-38 \text{ DM/t FM}$), die Zwischenlagerung (40 DM/t) und für den Transport ($20-32 \text{ DM/t}$), zwischen rd. 85 und 110 DM/t FM .

Holzhaltige Grünabfälle sollten, sofern sie einer energetischen Nutzung unterzogen werden, zuvor eine Trocknungsphase erfahren, weil dadurch feuchtigkeitsbedingte Lagerverluste und die Gefahr der Sporenbildung verringert wird, und eine energieaufwendige Trocknung oder Belüftung des Hackgutes ausgeschlossen werden kann. Durch eine mehrmonatige Zwischenlagerung können frische Holzrückstände auf einen Wassergehalt von $23-33\%$ abtrocknen (BECKER 1986). Hackschnitzel mit höheren Wassergehalten sollten auf überdachten Plätzen oder in belüfteten Hallen gelagert werden, und die Schütthöhe sollte unter 10 m liegen, da ansonsten die Temperaturen durch mikrobielle Abbauprozesse bis auf 70°C ansteigen und zur Selbstentzündung führen können (WIPPERMANN 1992). Die Kosten für den Hackschnitzeltransport bewegen sich von $8-35 \text{ DM/t FM}$ ($< 10 \text{ km}$) bzw. $25-38 \text{ DM/t FM}$ ($10-50 \text{ km}$) bis hin zu $38-50 \text{ DM/t FM}$ ($50-150 \text{ km}$) (DOEDENS et al. 1994, DREINER et al. 1994).

6. Behandlungswege

Die aerobe oder anaerobe Rotte ist ein natürlich ablaufender Prozeß, der früher traditionell zur Behandlung pflanzlicher Pfliegerückstände und Küchenabfälle eingesetzt wurde, sofern diese nicht als Tierfutter verwertet werden konnten. Das wachsende Angebot an preisgünstigen mineralischen Düngemitteln, standardisierten Bodenverbesserungsmitteln und Substraten auf der Basis von Torf hat dazu geführt, daß die Komposterzeugung und die Kompostnachfrage im gärtnerisch-landwirtschaftlichen Bereich nachgelassen hat. Die in der Vergangenheit aus abfallwirtschaftlichen Gründen praktizierte Kompostierung organikhaltiger Hausmüllabfälle erscheint heute als problematisch, da der erzeugte Kompost einen sehr hohen Fremdstoff- und Schadstoffgehalt aufwies und nur in speziellen Anwendungsgebieten untergebracht werden konnte.

Die jüngsten Regelungen zur Abfallbehandlung und -deponierung sowie die geringe Akzeptanz gegenüber Verbrennungseinrichtungen haben zu einer Renaissance der Kompostierung getrennt gesammelter Bio- und Grünabfälle geführt. Angesichts der Unsicherheiten über die absetzbaren Kompostmengen stellt sich die Frage, welches Kompostierungsverfahren angewandt werden sollte, und ob die energetische Nutzung eine Alternative zur stofflichen Behandlung darstellen könnte. Die stoffliche oder thermische Behandlung von Bio- und Grünabfällen kann über folgende Verfahren durchgeführt werden:

- die Gartenkompostierung,
- die Flächenkompostierung,
- die Pflanzenabfallkompostierung,
- die Bioabfallkompostierung,
- die Trockenfermentation oder
- die energetische Nutzung in Biobrennstoffanlagen.

Zur Beantwortung der oben gestellten Frage werden nachfolgend die, für einen systemanalytischen Vergleich wichtigsten Merkmale der einzelnen Behandlungsverfahren dargestellt. Dazu gehören Aussagen über die siedlungsstrukturell und technisch bedingten Einschränkungen bei der Anwendung der Verfahren sowie über ihre Leistungsfähigkeit zur Behandlung des Aufkommens an Bio- und Grünabfällen. Wichtige Kenngrößen sind außerdem die Höhe des Investitionsbedarfs, die Behandlungskosten und die erzielbaren Erlöse bei der

Vermarktung der erzeugten Produkte Kompost, Strom und Wärme. Die nachfolgenden Aussagen über die ökologische Vorzüglichkeit der Verfahren konzentrieren sich auf Angaben zum Flächenbedarf, zur Geruchs- und Keimbelastung, zu den Luftschadstoff- und Klimagasemissionen sowie zum Aufkommen an Abwasser und zu entsorgenden Reststoffen.

Die verfügbare Informationsdichte und -qualität zu den einzelnen Behandlungswegen ist nicht gleichmäßig gut. Die Angaben zur energetischen Nutzung von pflanzlichen Abfällen und Reststoffen in Biobrennstoffanlagen sind, da die Technik bei verschiedenen Verfahren, die für mittlere und größere Anlagen geeignet sind, noch in der Pilot- oder Demonstrationsphase steckt. Sie sind deshalb mit deutlich größeren Unsicherheiten behaftet als die Aussagen zur Kompostierung, die eine altbewährte und auch in Großanlagen erfolgreich praktizierte Technik der Abfallbehandlung darstellt. Dieses Ungleichgewicht zeigt sich auch, wenn man die gegenwärtige Situation bei der Behandlung von Bio- und Grünabfällen betrachtet. In Baden-Württemberg gibt es keine Biobrennstoffanlage für pflanzliche Pflegeabfälle, aber 802 Häcksel- und Kompostplätze sowie 47 Pflanzen- und 17 Bioabfallkompostierungsanlagen, von denen 31 Anlagen eine Durchsatzkapazität von mehr als 1.000 t/a besitzen (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG 1993a). Die Behandlungskapazitäten der Bio- und Grünabfallkompostierungsanlagen in Baden-Württemberg liegt bei insgesamt 268.000 t/a (BGK 1995). In Baden-Baden, Bad Liebenzell, Kraichbach und Salach gibt es erste Einrichtungen zur Vergärung organischer Abfälle.

6.1 Garten-, Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung

Die **Gartenkompostierung** kann in gartenreichen Siedlungsstrukturen aufgrund des dort verfügbaren Grünflächenanteils und des hohen Aufkommens an Gartenabfällen zu einer spürbaren Verringerung der abzuführenden privaten Küchen- und Gartenabfallmenge beitragen. In verdichteten Wohngebieten ist die Eigenkompostierung von Bio- und Grünabfällen wegen der knappen Stellplätze und der unzureichenden Kompostanwendungsflächen nur eingeschränkt durchführbar. In Deutschland werden gegenwärtig ca. 35% der im privaten Siedlungsbereich anfallenden Bio- und Grünabfälle in privaten Gartenkompostierhilfen behandelt. In Baden-Württemberg liegt der Anteil an eigenkompostiertem Grünabfall im Mittel bei schätzungsweise 43% des Aufkommens (s. Kapitel 3).

Die als **Flächenkompostierung** bezeichnete Verteilung von Holz- und Grünhäcksel auf landwirtschaftlich genutzten Flächen ist in ländlich strukturierten Gebieten mit Ackerbaubetrieben möglich. Für Regionen mit hohen Grünlandanteilen ist die Flächenkompostierung

weniger geeignet, da holzhaltige Grünabfälle, auch wenn sie fein geshreddert werden, auf Dauergrünland nur sehr langsam abgebaut werden. Die Direktverwertung von Grün- und Holzhäcksel wird gegenwärtig in einigen bayerischen und hessischen Kreisen sowie in 40% aller Stadt- und Landkreise Baden-Württembergs durchgeführt (KLUGE 1993). Die flächenkompostierte Menge an Grünabfällen bewegt sich in Baden-Württemberg schätzungsweise zwischen 100.000 und 200.000 m³ (KLUGE 1994). Daraus läßt sich ableiten, daß in den Kreisen mit Flächenkompostierung bei einem Volumengewicht von 150 kg FM/m³, jährlich zwischen 880 und 1.760 t FM Grün- und Holzhäcksel direkt, d.h. ohne vorhergehende Kompostierung, auf Ackerflächen ausgebracht werden.

Pflanzliche Pflegerückstände, die im kommunalen, gewerblichen und privaten Bereich sowie bei der Unterhaltung von Straßen- und Gewässerbegleitflächen anfallen, werden traditionell in **Pflanzenabfallkompostierungsanlagen** verarbeitet. Der Bestand an Einrichtungen zur Pflanzenabfallkompostierung (46 Anlagen) in Baden-Württemberg ist im Vergleich zur Anzahl der in Deutschland betriebenen Grünabfallkompostierungsanlagen (800 Anlagen) unterdurchschnittlich (FRICKE und TURK 1991). Dies könnte damit zusammenhängen, daß in Baden-Württemberg die Zahl der Häckselplätze (802), auf denen ein Teil der Grünabfälle kompostiert wird, verhältnismäßig groß ist.

6.1.1 Technik und Leistungsfähigkeit

Die Eignung der Garten- und Flächenkompostierung zur Behandlung pflanzlicher Pflegerückstände wird sehr stark von den regionalen Gegebenheiten bestimmt, da beide Verfahren spezifische Anforderungen an die kommunale Flächenverfügbarkeit stellen.

Das Potential der **Gartenkompostierung** zur Verringerung des abzuführenden Abfallaufkommens hängt von der Anzahl an Haushalten mit Garten und von der Bereitschaft der Gartenbesitzer zur Eigenkompostierung ab. Nach MIGGE (1989) kann in Gemeinden mit weniger als 4.000 Einwohnern davon ausgegangen werden, daß 78% der Haushalte einen Garten und 80% der Gartenbesitzer einen Kompostplatz haben. In dichter besiedelten Gebieten sinkt der Gartenbestand auf rd. 50% der Haushalte und der Anteil der Eigenkompostierer auf unter 35%. In verdichteten Siedlungsstrukturen mit überwiegend Geschoßwohnungsbauten ist die Eigenkompostierung aufgrund fehlender Stellplätze für die Kompostierhilfen und der nicht in ausreichendem Maße verfügbaren Kompostanwendungsflächen schwer realisierbar. Das Verfahren der Gartenkompostierung könnte, je nach Siedlungsstruktur, von maximal 62% der Haushalte durchgeführt werden. Mit Hilfe einer guten

Öffentlichkeitsarbeit und finanziellen Anreizen läßt sich erreichen, daß in ländlichen Gebieten mindestens 25% der Haushalte die Eigenkompostierung nachhaltig betreiben (HILGER 1994, SPECHT und WILKEN 1994).

Das einwohnerspezifische Potential zur Bio- und Grünabfallbehandlung ist bei der Gartenkompostierung aufgrund des höheren Aufkommens an Grünabfällen in Haushalten mit Garten überproportional hoch. In Baden-Württemberg könnten im Schnitt 30 kg FM/(EW·a) Küchenabfälle und 90 kg FM/(EW·a) Gartenabfälle über die Gartenkompostierung verwertet werden (s. Tab. 15). Die in der Praxis tatsächlich behandelte Menge dürfte im Mittel bei 80 kg FM/(EW·a) liegen, da erfahrungsgemäß nur ca. 30% der Küchenabfälle und 80% der anfallenden Gartenabfälle kompostiert werden (OETJEN-DEHNE 1990). Der geringe Anteil an kompostierten Küchenabfällen ist darauf zurückzuführen, daß diese nicht in unmittelbarer Umgebung der Kompostierhilfe anfallen und ihre Behandlung zu einem höheren Hygienierisiko und zu einer stärkeren ästhetischen Beeinträchtigung führen kann. Bei den nicht kompostierten Grünabfällen handelt es sich meist um krankheitsbefallene Pflanzenteile oder ligninreiche Pflegerückschnitte, die ohne vorherige Zerkleinerung nur schwer kompostierbar sind.

Wie viele Gartenbesitzer zur Eigenkompostierung animiert werden können, und wie groß ihr Beitrag zur Entlastung der öffentlich organisierten Abfallbehandlung ist, hängt von der persönlichen Eigeninitiative, der Intensität der Kompostberatung und von den gebührenrechtlichen Anreizen zur Eigenkompostierung ab. Nach SPECHT und WILKEN (1994) kann durch eine finanzielle Förderung der Eigenkompostierung erreicht werden, daß der Organikanteil im Restabfall von 104 kg FM/(EW·a) auf 38 kg FM/(EW·a) absinkt. WIEGEL (1991) kommt dagegen zu dem Ergebnis, daß sich das Aufkommen an organischen Abfällen über die kostenlose Bereitstellung von Kompostierhilfen und ermäßigte Abfallgebühren im Falle einer Eigenkompostierung nur um 4-12% reduzieren läßt. Die in Gartenkompostierhilfen behandelten Mengen an Grünabfällen verringern sich, sobald alternative biologische Entsorgungsmöglichkeiten verfügbar sind. Die Einführung einer Bioabfalltonne kann zu einem Anstieg der Gesamtabfallmenge um bis zu 100 kg FM/(EW·a) führen, da erfahrungsgemäß ein gutes Drittel der Eigenkompostierer nach Einführung der Biotonne ihre Tätigkeit aufgeben (WIEGEL 1992).

Welche Menge an pflanzlichen Pflegeabfällen durch die **Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung** behandelt werden können, hängt entscheidend davon ab, wieviel Grünabfälle über Straßensammlungen und Grünabfallcontainer erfaßbar sind und an den Häckselplätzen oder bei der Kompostierungsanlage abgeliefert werden. Im allgemeinen können über Grünabfallabfuhr 20-60 kg FM/(EW·a) erfaßt werden (HANGEN 1993, EMBERGER 1993).

Die über die Flächenkompostierung abschöpfbare Menge dürfte, da die Erfassung der Gartenabfälle durch die Landwirte meist in unregelmäßigen Sammelabständen erfolgt, im Durchschnitt bei rd. 40 kg FM/(EW·a) liegen (s. Tab. 15). Die in Pflanzenabfallkompostierungsanlagen behandelbare Menge ist mit rd. 90 kg FM/(EW·a) gut doppelt so groß wie bei der Flächenkompostierung. Dies liegt daran, daß deren Betreiber das ganze Jahr über Grünabfälle entgegennehmen und auch Grünabfälle aus dem gärtnerischen und kommunalen Bereich sowie von Wasserdirektionen und Straßenbauämtern verarbeitet werden.

Bei der **Flächenkompostierung** werden die größtenteils im Frühjahr und Herbst eingesammelten und an zentralen Plätzen geshredderten Grünabfälle direkt auf die Felder ausgebracht und flach eingearbeitet. Die Erfassung und Verarbeitung größerer Grünabfallmengen ist mit organisatorischen Schwierigkeiten und mit Mehrkosten verbunden, da eine direkte Feldausbringung übers ganze Jahr hinweg nicht möglich ist. Die Zwischenlagerung strukturschwacher Grünabfälle während der Sommermonate ist aus Wasserschutzgründen nur auf befestigten Flächen mit Sickerwassererfassung oder in Fahrsilos zulässig. Die flächenspezifische Beaufschlagungsmenge ist individuell verschieden, da Grünguthäcksel, die aus einer landwirtschaftlichen Sammlung stammen, als organisches Wirtschaftsgut gelten, das theoretisch in unbegrenzter Menge auf den Ackerflächen ausgebracht werden darf. Den Empfehlungen der Maschinenringe und Wasserwirtschaftsämter zufolge sollten bei einmaliger Aufbringung nicht mehr als 100 m³ Grünhäcksel pro Hektar eingearbeitet werden (WEIDMANN 1992). In der Praxis werden pro Hektar meist zwischen 100 m³ (Bodenverbesserung) und 500 m³ (Mulchen) ausgebracht (FISCHER und JAUCH 1991).

Die Ausbringung von Grünabfällen und Holzhäcksel ist auf allen ackerbaulich genutzten Flächen mit Ausnahme der stillgelegten Flächen möglich, wird aber bevorzugt auf Hackfruchtflächen durchgeführt. Die flächenspezifische Behandlungskapazität wird durch die Rotte-dauer bestimmt, die sich in Abhängigkeit von den natürlichen Standortbedingungen und dem C/N-Verhältnis der Grünabfälle über einen Zeitraum von mehreren Monaten bis zu einigen Jahren erstrecken kann. Durch die gleichzeitige Ausbringung von Wirtschaftsdüngern kann der mikrobielle Organikabbau beschleunigt werden. Die Beaufschlagung der Flächen mit holzhaltigen Grünabfällen sollte nur in zeitlichen Abständen von mindestens zwei bis drei Jahren durchgeführt werden.

Die Behandlung von Grünabfällen in **Pflanzenabfallkompostierungsanlagen** kann nach dem Matten- oder Mietenverfahren erfolgen. Bei der nur noch selten betriebenen Mattenkompostierung wird das Rotteausgangsmaterial in einer 0,8-1,5 m hohen Schicht ausgebreitet und nach einer Zerkleinerung mit Fräsen einer mehrmonatigen Vorrotte unterzogen. Die Hauptrotte wird als Trapezmiete durchgeführt. Das Mattenverfahren hat den Vorteil,

daß die zu kompostierenden Grünabfälle gut vermischt werden, aber den Nachteil, daß nur strukturreiche Grünabfälle behandelt werden können, und der Platzbedarf sehr groß ist.

Bei der Pflanzenabfallkompostierung in Dreiecks- oder Tafelmieten werden die zerkleinerten und gemischten Grünabfälle mit Hilfe einer Radladerschaufel zu einem Haufen aufgeschichtet, dessen Höhe in Abhängigkeit von der Mietenform, der Grünabfallmenge und Beschaffenheit des Rotteguts variieren kann. Eine Dreiecksmiete mit 2 m Höhe und 2,5-3 m Breite hat mit $1,83 \text{ m}^2/\text{m}^3$ Grünfall einen höheren Flächenbedarf als eine Trapezmiete, die i.d.R. 3 m hoch und 12 m breit ist und $0,38 \text{ m}^2/\text{m}^3$ Grünabfall beansprucht. Das Rottematerial durchläuft in der Trapezmiete wegen des höheren Kernanteils von 83% eine bessere Hygienisierung als in der Dreiecksmiete, bei der die Randbereiche ca. 40% des Gesamtvolumens umfassen. Die Mieten werden während der vier bis sechs Monate oder länger dauernden Rottezeit mit Radladerschaufeln oder speziellen Umsetzgeräten zwei- bis sechsmal neu aufgesetzt. Ein häufiges Umsetzen verkürzt die Rottedauer, weil dadurch die Abfälle neu vermischt, die Sauerstoff- und Wasserversorgung verbessert und die mikrobiellen Abbaubedingungen optimiert werden. Der Rotteprozeß kann bei hohen Holzanteilen und Laub- oder Rindenmengen durch die Beimischung von Stallmist und Kalk beschleunigt werden (KIRCH 1988).

Die Pflanzenabfallkomposte, die nach mehrmonatiger Rottedauer abgesiebt (15-20 mm) werden, besitzen im Mittel einen TS-Gehalt von 50-60% und einen organischen TS-Gehalt von 20-40%. Der Gehalt an organischer Trockensubstanz in Substratkomposten (<10 mm) kann bei einer länger andauernden Rottezeit bis auf 10% absinken (BAUMANN 1988). Organische TS-Gehalte in einer Größenordnung von 10-20% sind ein Zeichen dafür, daß die Rotte, z.B. wegen mangelnder Kompostnachfrage, länger als erforderlich durchgeführt wurde (WUSTMANN et al. 1987). Der Siebüberlauf, der je nach Mischungsverhältnis und Rottedauer 10-30 Gew.-% der Rottemenge ausmacht, hat wegen des hohen Anteils an holzigen Komponenten einen hohen Organikanteil.

6.1.2 Behandlungskosten

Die in offener oder geschlossener Form erhältlichen **Gartenkompostierhilfen** unterscheiden sich vor allem in der Art des Rotteverlaufs (aerob/anaerob) und in den Anschaffungskosten. Die Anschaffungskosten für einfache, aus Holzlatten konstruierte Kompostiereinrichtungen liegen, inklusive Kompostsieb und Schaufel zum Umsetzen des Komposts, zwischen rd. 100 DM und 200 DM. Geschlossene oder isolierte Kompostierhilfen kosten 440-520 DM (WIEGEL 1992). Die Behandlungskosten bewegen sich, ausgehend von Anschaffungskosten

sten von 150 DM bis hin zu 480 DM pro Kompostiereinheit, zwischen 45 und 140 DM pro Tonne kompostiertem Bioabfall. Die spezifischen Kosten der Gartenkompostierung können im Einzelfall darunter oder darüber liegen, wenn, entgegen den unterstellten Annahmen, die Abschreibungszeit nicht 10 Jahre beträgt und die Durchsatzmenge nicht 500 kg FM/Jahr umfaßt. Höhere Behandlungskosten sind zu veranschlagen, wenn spezielle Gerätschaften zur Zerkleinerung und Mischung der Küchen- und Gartenabfälle angeschafft werden.

Um die Behandlungskapazitäten in Privatgärten zu erhöhen, sind neben finanziellen Beihilfen, wie z.B. die Kostenerstattungen für Kompostierhilfen, zusätzliche Aufwendungen für werbewirksame Öffentlichkeitsarbeiten erforderlich. Diese indirekten Kosten können zu einer Erhöhung der Behandlungskosten um rd. 130-150 DM pro zusätzlich kompostierter Tonne Bioabfall führen. Bezogen auf die gesamte Menge an kompostiertem Abfall belaufen sich die Mehrkosten auf 10-25 DM/t FM (WIEGEL 1992). Damit liegen die Gesamtkosten zur Behandlung von Küchen- und Gartenabfällen in privaten Kleinkompostierhilfen inklusive Werbe- und Beratungskosten zwischen 55 und 165 DM/t FM. Die Höhe der spezifischen Abfallbehandlungskosten in Gartenkompostierhilfen hängt davon ab, wieviele der hinzugekommenen Gartenkompostierer ihre Tätigkeit nachhaltig betreiben bzw. nach kurzer Zeit wieder einstellen und in welchem Umfang die geschaffenen Kompostierungskapazitäten genutzt werden. Bei einer hohen Zahl an Aussteigern und Trittbrettfahrern, die die öffentliche Unterstützung zur kostenlosen Erneuerung ihrer Kompostierhilfen verwenden, oder geringen Durchsatzmengen können die Kapital- und Beratungskosten pro Tonne zusätzlich kompostierten Abfalls über der genannten Größenordnung liegen.

Im Gegensatz zur Gartenkompostierung, wo keine zusätzlichen Kosten zur Erfassung und Konditionierung der Grünabfälle anfallen, werden die Kosten der **Flächenkompostierung** maßgeblich von den Aufwendungen zur Erfassung, Zerkleinerung und Ausbringung der Grünabfälle bestimmt. Die Kosten für die Erfassung der Grünabfälle mit landwirtschaftlichen Fahrzeugen bewegen sich zwischen rd. 30 und 60 DM/t FM (s. Kapitel 5). Holzige Grünabfälle werden, bevor sie der flächenhaften Verrottung unterzogen werden, mechanisch zerkleinert, um die mikrobielle Angriffsfläche zu erhöhen und den Abbau zu beschleunigen. Bei der Flächenkompostierung werden die Grünabfälle überwiegend auf dezentral eingerichteten Häckselplätzen geshreddert. Die Zerkleinerung hat den Vorteil, daß dadurch die Schüttdichte von rd. 150-200 kg/m³ auf rd. 500 kg/m³ ansteigt und die Transportwürdigkeit erhöht wird.

Die Kosten der Zerkleinerung liegen, einschließlich der Arbeitskosten, bei 40-64 DM/t FM (s. Tab. 19). Beim Einsatz mobiler Großhäcksler durch Gewerbetreibende bewegen sich die Aufwendungen für das Häckseln der Grünabfälle zwischen 19 und 28 DM/t FM (PFIT-

ZENMAIER und RAU 1995). Nachfolgend wird von Häckselkosten zwischen rd. 20 und 50 DM/t FM ausgegangen. Sofern keine Sammel- oder Häckselplätze vorhanden sind, wo die Grünabfälle bis zu ihrer Zerkleinerung zwischengelagert werden können, fallen Kosten für die Bereitstellung und Befestigung des Zwischenlagerplatzes von rd. 20-30 DM/t FM an (ROSENFELDER 1993). Die im Schnitt zu veranschlagenden zusätzlichen Kosten zur Zwischenlagerung der Grünabfallhäcksel bis zum Zeitpunkt der Ausbringung dürften, da es sich hierbei nicht mehr als um ein Drittel der anfallenden Häcksel handelt, bei maximal 10 DM/t FM liegen. Die Gesamtkosten der Flächenkompostierung bewegen sich, inklusive der Aufwendungen zur Zerkleinerung der Grünabfälle an dezentralen Häckselplätzen, zwischen rd. 60 und 130 DM/t FM Grünabfall.

Tab. 19: Kosten der Zerkleinerung von Grünabfällen und Reststoffen

	Investitionen* (DM)	Durchsatz- leistung* (m³/h)	Energie (l DK/h)	Behandlungs- kosten** (DM/t FM)
Willibald MZA 3500	235.000	60-150	40	41
MBU Tim SD 1000	270.650	100	30	45
Jenz AZ 60 Mega	337.650	150-230	35 - 40	54
Jenz-Forus HB 370	345.540	110	25 - 30	55
Doppstadt Shredder Serie AK	417.160	50-120	-	64
Mittelwert	321.200	121	33	52
*Quelle: WIEMER und KERN 1994				
**Annahmen: Nutzungszeitraum von 10 Jahren, Auslastung: 500 h/a, Zinssatz: 8%, Wartung und Reparatur: 5% der Investitionen, Dieselkraftstoff (DK): 1,20 DM/l, Durchsatz: 100 m ³ /h, 2 Arbeitskräfte zu je 80.000 DM/a				

Die Kosten der Pflanzenabfallkompostierung werden im Gegensatz zur Garten- und Flächenkompostierung sowohl durch die Aufwendungen zur Erfassung der Grünabfälle als auch durch den Investitionsbedarf und die Betriebskosten der Anlage bestimmt. Die Höhe der Investitionen zur Errichtung einer Pflanzenabfallkompostierungsanlage ist von den genehmigungsrechtlichen Auflagen abhängig. Diese werden unter anderem von der Grundwassersensibilität des Standorts, die sich aus der Untergrundbeschaffenheit und dem Flurabstand zwischen Mietenbasis und Grundwasserstand ableitet, und der Entfernung zur nächstgelegenen Wohnsiedlung bestimmt. Die niedrigen Behandlungskosten älterer Anlagen sind darauf zurückzuführen, daß bei ihrer Errichtung deutlich geringere Anforderungen an den Umweltschutz gestellt wurden als dies heutzutage der Fall ist.

Die Anzahl der in Baden-Württemberg betriebenen Pflanzenabfallkompostierungsanlagen ist mit 47 deutlich geringer als in Hessen (120-150 Anlagen) oder Bayern (130 Anlagen)

(SCHRAMM 1988, GELLERT und HANKE 1989). Die geringe Anzahl an Pflanzenabfallkompostierungsanlagen in Baden-Württemberg ist darauf zurückzuführen, daß viele Kommunen über Häckselplätze verfügen, auf denen sie Grünabfälle, die nicht als Mulchmaterial abgeholt werden, kompostieren. Auch in Niedersachsen dürfen kleine Kompostplätze, die von Gemeinden oder Betrieben des Garten- und Landschaftsbaues geführt werden und deren Fläche kleiner als 600 m^2 ist, nach einer Genehmigung durch das Baurecht betrieben werden (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 1992). Die Bereitschaft, neue Pflanzenabfallkompostierungsanlagen zu errichten, ist gering, da Neuanlagen ähnlich hohe genehmigungsrechtliche Anforderungen erfüllen müssen wie Bioabfallkompostierungsanlagen. Dies hat dazu geführt, daß in jüngster Zeit fast nur noch Bioabfallkompostierungsanlagen, die sowohl Bioabfälle als auch Grünabfälle behandeln, gebaut werden.

Die Befestigung und Abdichtung der Betriebs-, Lager- und Fahrbahnflächen kostet, je nach verwendetem Material, zwischen 70 DM/m^2 (Verbundsteine), 100 DM/m^2 (Asphaltdecke), 150 DM/m^2 (Bitumen) und 250 DM/m^2 (spezielle Beton-Verbundsteine). Daraus leiten sich Investitionen für den Bau der Fahrbahnen und Kompostierungsflächen sowie für die Errichtung einer Anlage zur Erfassung des Oberflächen- und Sickerwassers von $100\text{-}150 \text{ DM}$ pro Jahrestonne (jato) ab (KERN 1989). Pflanzenabfallkompostierungsanlagen mit überdachten Rotte- und Kompostlagerflächen sind mit höheren Investitionen von $200\text{-}300 \text{ DM/jato}$ verbunden. Der spezifische Investitionsbedarf ist von der Anlagengröße, ihrer Durchsatzkapazität und Maschinenausstattung sowie den Maßnahmen, die zur Verringerung, Erfassung und Reinigung des Abwassers ergriffen werden, abhängig.

Die Kosten einer Grünabfallbehandlung in Anlagen mit Durchsätzen von 2.400 t/a sind mit rd. 640 DM/jato fast doppelt so hoch wie in Anlagen mit Verarbeitungskapazitäten von 12.000 t/a , deren Behandlungskosten bei rd. 360 DM/jato liegen (KERN 1989). Zusätzliche Investitionen zur Regen- und Sickerwassererfassung und Abwasserbehandlung mit Hilfe einer Pflanzenkläranlage erhöhen die Behandlungskosten bei einem Durchsatz von 4.500 t/a auf rd. 760 DM/jato . In Tabelle 20 finden sich Angaben zu den Anschaffungskosten von verschiedenen Umsetz- und Siebaggregaten sowie zu deren Durchsatzleistungen. Kleinere Anlagen haben meist nur einfache Maschinen zum Zerkleinern und Sieben, da sie die Durchmischungs- und Umsetzarbeiten mit der Radladerschaufel erledigen. Größere Anlagen besitzen dagegen spezielle Zerkleinerer, Mischaggregate und meist auch selbstfahrende Mietenumsetzer.

Nach GELLERT und HANKE (1989) sowie SCHÜRLE et al. (1991) bewegen sich die Behandlungskosten zwischen rd. 50 und 70 DM/t FM Grünabfall. Nach SCHÜRMER und SCHEMMER (1990) liegen die Behandlungskosten in einer Pflanzenabfallkompostierungs-

anlage mit 3.000-6.000 m³/a Kompost bei 45-61 DM/m³ Kompost. Neueren Angaben zufolge liegen die Verarbeitungskosten in einfach gebauten Anlagen ohne Überdachung zwischen 60 und 80 DM/t FM Pflanzenabfall (BAIER 1994, LANDRATSAMT ULM 1994). Die Abnahmepreise gewerblich betriebener Pflanzenabfallkompostierungsanlagen liegen zwischen 10 und 15 DM/m³ bzw. 67 und 100 DM/t FM.

Tab. 20: Spezifische Behandlungskosten von Pflanzenabfallkompostierungsanlagen

	Investitionen (DM)	Durchsatz (m ³ /h)	Energie (l DK/h)	Behandlungskosten (DM/t FM)
Traktorgezogene Umsetzer				
Willibald	87.800	400	-	11,43
Morawetz	57.000	750	8-15	7,43
MBU Tim MV 200	130.800	600	-	17,01
Mittelwert	91.867	583	12	11,95
Selbstfahrende Umsetzer				
Backhus Kompostmat	168.900	800	15	21,95
Engeler Compomobil 320	185.000	400	7	24,04
Backhus Kompostmat 1	311.600	2.000	34	40,48
Backhus Kompostmat 2	476.700	4.000	65	61,91
Jenz Allu 36	500.000	4.000	25	64,93
TMU 200	520.000	350	25	67,53
Mittelwert	360.367	1.925	29	46,81
Siebmaschinen				
Willibald TBU 3000	87.000	-	-	11,32
AMB Trommelsieb	127.400	20-70	4-6	16,57
MBU Trommelsieb	176.950	60	8	23,00
Koch Trommel-/Polygonsieb	175.000	-	8	22,74
Movex Sternsieb	187.000	15-20	4-6	24,30
Rüf Kompostrainer	280.000	10-30	4-6	36,37
Mittelwert	172.225	31	6	22,38
*Quelle: WIEMER und KERN 1994 **Annahmen: Nutzungszeitraum von 10 Jahren, Auslastung: 500 h/a, Zinssatz: 8%, Wartung und Reparatur: 5% der Investitionen, Dieseldieselkraftstoff (DK): 1,20 DM/l				

Eigenen Berechnungen zufolge liegen die Kosten der Pflanzenabfallkompostierung ohne Überdachung und Sickerwasserbehandlung in größeren Anlagen mit 10.000-20.000 t/a zwischen rd. 72 und 84 DM/t Input (s. Tab. 21). Kostendegressionseffekte durch steigende Anlagendurchsätze werden bei Transportkosten von 0,30-0,50 DM/m³ Grünabfall bereits nach wenigen zusätzlichen Transportkilometern wieder aufgezehrt. Nach SCHÜRMER und SCHEMMER (1990) kostet die Behandlung in zentralen Anlagen bei mittleren Transportdistanzen von 26 km mit rd. 24 DM/m³ Grünabfall bzw. 120 DM/t FM deutlich mehr als in dezentralen Anlagen mit Transportentfernungen von 7-10 km. Die Gesamtkosten der Pflanzenabfallkompostierung bewegen sich, ausgehend von Erfassungskosten zwischen 30 DM/t FM und 60 DM/t FM und von Behandlungskosten in Höhe von 60-120 DM/t FM, inner-

halb einer Spanne von 90-180 DM/t FM. Erlöse aus der Vermarktung von Grünkompost sind hierbei noch nicht berücksichtigt.

Tab. 21: Kosten der Pflanzenabfallkompostierung

Durchsatzkapazität		10.000 jato	20.000 jato
Grunderwerb	DM	700.000	1.050.000
Befestigung der Fahrflächen	DM	1.000.000	1.500.000
Baukosten	DM	200.000	200.000
Maschinenkosten	DM	1.021.700	1.021.700
Waage	DM	150.000	150.000
Spezifische Kapitalkosten	DM/t	39,66	49,59
Verschleiß und Reparatur	DM/a	102.170	102.170
Treibstoffverbrauch	DM/a	54.000	54.000
Wasser-/Abwasserkosten	DM/a	22.290	32.490
Reststoffentsorgung	DM/a	30.000	60.000
Verwaltung	DM/a	200.000	200.000
Personalkosten	DM/a	240.000	240.000
Spezifische Betriebskosten	DM/t FM	32,42	34,43
Gesamtkosten	DM/t FM	72,08	84,02
Annahmen: Grunderwerb u. Befestigung: 70/100 DM/m ² , Maschinennutzung: 10 a, Bausubstanz u. Grundstück: 15 a, Zinssatz: 8%, Reparatur: 10% d. Maschinenkosten/a, DK: 1,20 DM/l, Wasser- u. Abwasserpreis: 2/5 DM/m ³ , Deponie: 300 DM/t, Personal: 80.000 DM/a			

6.1.3 Umweltrelevante Aspekte

Zu den Umweltauswirkungen der Garten-, Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung sind bislang keine systematischen quantitativen Untersuchungen durchgeführt worden. Die nachfolgenden umweltrelevanten Aussagen zu den einzelnen Verfahren haben deshalb teilweise qualitativen Charakter und konzentrieren sich auf solche Veränderungen, die bekanntermaßen mit Umweltnachteilen oder Belästigungen verbunden sind. Dazu gehören:

- der spezifische Flächenbedarf und Energieverbrauch,
- die Abwassermenge und -belastung sowie
- die Geruchs- und Keimemissionen.

Den größten Flächenanspruch unter den genannten Verfahren hat die Flächenkompostierung, die in Abhängigkeit von der Volumendichte und der Nutzungsart der Grünabfälle (Mulchdecke oder Bodenverbesserung), zwischen 130-200 m²/t FM und 670-1.000 m²/t FM

beansprucht. Der Flächenbedarf der Gartenkompostierung dürfte aufgrund der geringeren Durchsatzleistung und Mietenhöhe mit schätzungsweise 2-3 m²/jato FM höher liegen als bei der Pflanzenabfallkompostierung, die je nach Mietenform 0,38-1,38 m²/jato FM benötigt.

Der Energiebedarf der genannten Behandlungsverfahren wird im wesentlichen durch die Zerkleinerung der holzhaltigen Grünabfälle bestimmt. Eigenen Abschätzungen zufolge ist das Shreddern mit einem Energieverbrauch von 2,5-3,3 l Dieselkraftstoff (DK) pro t FM verbunden. Zu ähnlichen Werten kommen auch FIRUS und BELTER (1995), die einen Energieverbrauch zur Zerkleinerung von Schnittabfällen und Restholz mit Hacktrommeln von 25-32 kWh/t FM ermittelt haben. Bei der Gartenkompostierung dürfte der Energieverbrauch 0,75-1 l DK/t FM betragen, da aufgrund der Mengenverhältnisse maximal 30% des Abfallaufkommens mit mechanischer Energie zerkleinert werden muß. Der Energieaufwand zum Umsetzen der Mieten bewegt sich pro Umsetzvorgang zwischen 0,03 und 0,06 l DK (s. Tab. 20). Nach HELLMANN (1995) ist für das Aufsetzen und das wiederholte Umsetzen der Mieten ein Energiebedarf von rd. 0,5 l DK/t FM Grünabfall erforderlich. Der gesamte Dieselkraftstoffbedarf der Pflanzenabfallkompostierung, von der Zerkleinerung der Grünabfälle, über das Aufsetzen und mehrmalige Umsetzen der Miete bis hin zum Absieben des Komposts, liegt zwischen rd. 6 und 8 l/t FM. Der Treibstoffverbrauch für Transportvorgänge ist bei den genannten Energieverbräuchen noch nicht berücksichtigt, da dieser sehr stark von der Siedlungsstruktur, dem Erfassungssystem, der Organisation der Abfallerfassung und der tatsächlich erfaßten Abfallmenge bestimmt wird.

Die **Gartenkompostierung** kann, auch wenn sie sachverständig durchgeführt wird, zu Geruchs- und Keimemissionen, zur Freisetzung klimarelevanter Gase sowie zur Bildung nähr- und schadstoffbelasteter Sickerwässer führen. Mit unerwünschten Umweltbelastungen ist insbesondere dann zu rechnen, wenn leicht abbaubare Küchen- und Gartenabfälle mit engen C/N-Verhältnissen, geringer Strukturstabilität und hohem Wassergehalten kompostiert werden. Der von der Niederschlagsmenge abhängige Nähr- und Schadstoffeintrag in den Boden unter der Kompostierhilfe kann durch eine Abdeckung oder den Einsatz einer geschlossenen Kompostierhilfe verringert werden. Der dadurch verschlechterte Luftwechsel kann allerdings dazu führen, daß verstärkt anaerobe Zonen gebildet und silageartige Gerüche, Methan und andere klimarelevante Gase freigesetzt werden. Wegen der Diffusionswiderstände, der geringen Umsetzhäufigkeit und der aeroben Abbauprozesse in den Randzonen der Miete dürfte allerdings nur ein Teil der im Innern des Rottekörpers gebildeten reduzierten Verbindungen in die Atmosphäre entweichen.

Die private Gartenkompostierung führt zu keiner ausreichenden Hygienisierung bei human- und phytopathogenen Krankheitserregern und Unkrautsamen, da wegen des kleinen aktiven

Volumens von 0,2-1 m³ die dafür notwendigen Temperaturen auch im Sommer nicht erreicht werden. Die Temperaturen im Innern des Rottekörpers liegen im Winter selten über 10-15°C und auch im Hochsommer kaum über 40°C (FISCHER 1991, HILGER 1994). Die Gefahr einer Vermehrung von Krankheitserregern ist geringer als aufgrund der Rotte-temperaturen zu vermuten wäre, weil viele Gartenkompostierer problematische Küchenabfälle und krankheitsbefallene Pflanzenabfälle der öffentlichen Abfallentsorgung übergeben.

Die **Flächenkompostierung** von Grünabfällen ist aufgrund der mittleren Trockensubstanzgehalte von 50% bei Grünhäcksel und 75% bei Holzhäcksel mit keinen nennenswerten Geruchsemissionen verbunden (KLUGE 1993). Bei einer möglichen Zwischenlagerung bis zur Feldausbringung kann es zu mikrobiellen Abbauvorgängen und in offenen, nicht belüfteten Lagern zu anaeroben Verhältnissen kommen. Das dabei austretende Sickerwasser kann, sofern die Ablagerungsfläche nicht ausreichend abgedichtet ist und in wasserwirtschaftlich sensiblen Gebieten liegt, zu nachteiligen Veränderungen der Grund- und Oberflächengewässerqualität führen. Außerdem sind Belästigungen der Anwohnerschaft durch die freierwirdenden Geruchsemissionen möglich. Bei größeren Feuchtigkeitsgehalten und Schütthöhen ist auch eine Pilzentwicklung und erhöhte Keimbelastung der Landwirte beim Häckseln und beim Umgang mit den Hackschnitzeln möglich (WIPPERMANN 1992).

Bei der flächenhaften Verrottung erfolgt mangels Masse kein Temperaturanstieg und damit auch keine thermische Hygienisierung der Grünabfälle. Die Flächenkompostierung kann deshalb zu Ertragseinbußen führen, wenn kohlhernie-, rost- oder feuerbrandbefallene Pflanzenteile eingearbeitet werden, da diese Infektionsquellen für wichtige Kulturkrankheiten im Ackerbau und bei Sonderkulturen darstellen. Negative pflanzenbauliche Effekte können durch die während der Verrottung freigesetzten, niedermolekularen Abbauprodukte ausgelöst werden, weil diese eine wachstumshemmende bis phytotoxische Wirkung auf Keim- und Jungpflanzen haben. Die Einarbeitung von Holzhäcksel kann in sandigen Böden mit pflanzenbaulichen Nachteilen durch eine Verschlechterung des Wasserhaushaltes verbunden sein. Auf schweren Böden und hängigen, mit Mais oder Zuckerrüben angebauten Flächen kann die Aufbringung von Holzhäcksel dagegen von Vorteil sein. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn die Durchlüftung und der Wasserabfluß verbessert und Erosionsvorgänge verhindert werden können. Eine weitere positive pflanzenbauliche Wirkung resultiert aus dem Nährstoffgehalt der Grünabfälle. Die Pflanzenverfügbarkeit bezogen auf den Gesamtgehalt liegt im Anwendungsjahr bei Kalium zwischen 64% und 75%, bei Phosphat zwischen 27% und 37% und bei Magnesium zwischen 14% und 20% (KLUGE 1993).

Ältere, dezentrale **Pflanzenabfallkompostierungsanlagen** besitzen meist weder eine ausreichende Basisabdichtung, noch eine Überdachung der Rotte- und Kompostlagerflächen

oder Sickerwassererfassung. Untersuchungen in Hessen ergaben, daß von den bestehenden 120 Pflanzenabfallkompostierungsanlagen ca. 90% in einer Weise betrieben werden, die nicht den wasserwirtschaftlichen Anforderungen an eine umweltgerechte Kompostierung entsprechen (SCHRAMM 1988). Im Verlauf der Rotte werden in überdachten, offenen Kompostierungsanlagen bis zu 25 l/t FM überschüssiges Prozeßwasser freigesetzt (FRICKE et al. 1990, FISCHER 1991). In nicht überdachten Kompostmieten können, je nach Niederschlagsverhältnissen, bis zu 320 l Prozeßwasser pro Tonne (FM) Grünabfall anfallen (SCHEFFOLD 1990). Die organische Belastung des Abwassers verhält sich aufgrund der verdünnenden Wirkung des Regenwassers umgekehrt zur Abwassermenge. Sie liegt, dargestellt in Form des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅) und des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), zwischen 10 und 46 g O₂ BSB₅ sowie 18 und 68 g O₂ CSB in überdachten Anlagen und zwischen 0,1 und 1,7 g O₂ BSB₅ sowie 3,3 und 8,2 g O₂ CSB in nicht überdachten Anlagen.

Unter optimalen Verhältnissen steigt die Mietentemperatur nach wenigen Tagen auf bis zu 70°C an und fällt danach wieder langsam auf 30-40°C ab. Nach dem Umsetzen der Mieten kommt es durch den Sauerstoffkontakt zu einem erneuten Temperaturanstieg, der im Mieteninnern zeitweise bis zu 90°C erreichen kann (SCHÜRLE et al. 1991). Bei der Kompostierung von Grünabfällen ist es nicht immer möglich, aerobe Verhältnisse im gesamten Mietenkörper zu gewährleisten (LOLL 1989). Insbesondere in Mietenabschnitten mit einem Anteil an frischen Gras- und Laubabfällen von über 30-50 Vol.-% an der Rotteausgangsmischung, kann es zu Verklebungen und Vernässungen an der Mietenbasis und zur Bildung anaerober Zonen kommen (WIEMER 1988). Darin können klimarelevante Gase gebildet werden, die aufgrund ihrer höheren Treibhauswirksamkeit im Vergleich zu Kohlendioxid dazu führen können, das bei der Kompostierung mehr CO₂-Äquivalente freigesetzt werden als zuvor gebunden wurden. Durch eine Erhöhung des Anteils an ligninreichen Strukturmaterialien läßt sich die Sauerstoffversorgung verbessern und die Methan- und Distickstoffoxidbildung verringern. Der dadurch erreichte Klimavorteil wird allerdings durch eine möglicherweise schlechtere Hygienisierungsleistung wegen zu niedriger Rottetemperaturen erkauft (BRUNS et al. 1989).

In einer offenen Dreiecksmiete mit 80% Grünabfall können während der Hauptrotte bei dreitägigen Umsetzintervallen rd. 90 kg Kohlendioxid, 174 g Methan und 12,5 g Distickstoffoxid pro kg TS freigesetzt werden (HELLMANN 1995) Wenn man unterstellt, daß bei der Nachrotte eine um 38% geringere Methanmenge und eine um 83% niedrigere Distickstoffoxidgehalt emittiert wird als bei der Bioabfallkompostierung, erhöhen sich die Methan-

(487 g/kg TS) und die Distickstoffoxidemissionen (39 g/kg TS) aus der Pflanzenabfallkompostierung auf insgesamt 52 kg CO₂-Äquivalente pro Tonne TS (s. Kapitel 7).

6.2 Bioabfallkompostierung

Im Gegensatz zur Garten-, Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung, die nur unter bestimmten siedlungsstrukturellen Gegebenheiten zur Behandlung ausgewählter Bio- und Grünabfallfraktionen angewandt werden können, stellt die Bioabfallkompostierung in zentralen Anlagen ein Verfahren zur Entsorgung verschiedenster organischer Abfallarten dar. Auf dem Markt wird gegenwärtig eine große Anzahl an Bioabfallkompostierungstechniken angeboten, deren Behandlungsablauf sich in die folgenden Schritte unterteilen läßt:

- Anlieferung und Bunkern,
- Grobaufbereitung, mechanische Zerkleinerung und Homogenisierung,
- Intensiv-, Haupt- und Nachrotte,
- Konfektionierung und Lagerung des Komposts sowie
- Ablufterfassung und -desodorierung.

6.2.1 Technik und Leistungsfähigkeit

Die einzelnen Verfahrenstechniken haben ähnliche Vorgehensweisen bei der Anlieferung, Aufbereitung und Konfektionierung der Bio- und Grünabfälle. Die mit Preßplatten- oder Drehtrommelfahrzeugen angelieferten Organikabfälle werden wegen der Geruchs- und Keimemissionen in geschlossenen Flachbunkern zwischengelagert. Die Fremd-, Stör- und Schadstoffauslese, die vor oder nach dem Rotteprozeß stattfinden kann, wird mit manuellen Handlesebändern, maschinellen Siebtechniken, Magnetabscheidern oder Windsichtern durchgeführt. Bei einer Fremdstoffabtrennung vor der Rotte besitzt der Kompost wegen des geringeren Anteils an zerkleinerten Plastik- und Glasstücken eine optisch bessere Qualität als bei einer Fremdstoffeliminierung nach der Hauptrotte. Bei Bioabfällen mit geringen Fehlwurfraten werden aus arbeitshygienischen Gründen nur noch großflächige Fremdstoffe entnommen oder sogar keine Vorsortierungen mehr durchgeführt. Um die mikrobielle Angriffsfläche zu erhöhen und die Rottedauer zu verkürzen, wird eine Auffaserung der Grün- und Bioabfälle mit Shreddern oder Mühlen durchgeführt. Die Mischung und Homogenisierung der Bio- und Grünabfälle erfolgt über Dosiereinrichtungen oder Mischaggregate.

Die Unterschiede zwischen den angebotenen Bioabfallkompostierungsverfahren liegen in der Art und Weise, wie die Intensiv-, Haupt- und Nachrotte durchgeführt wird. Als Vor- oder Intensivrotte wird derjenige Teil des Behandlungsprozesses bezeichnet, bei dem aus den angelieferten Bioabfällen ein aus human- und phytohygienischer Sicht ausreichend entseuchter Frischkompost erzeugt wird. Während der Haupt- und Nachrotte, die im Gegensatz zur Intensivrotte mehrere Monate dauern kann, wird der volumen- und wasserreduzierte Frischkompost weiter abgebaut und über Humifizierungsvorgänge stabilisiert. Die Rotte dauert, von der Abfallanlieferung bis zur Erreichung einer guten Fertigkompostqualität, zwischen drei und vier Monate. Diese Zeitspanne läßt sich verkürzen, wenn aufgrund geringer Anforderungen an den Rottegrad Frischkompost abgegeben werden kann. Frischkompost wird jedoch auch in der Landwirtschaft kaum eingesetzt, weil die darin enthaltenen Essig-, Propion- oder Buttersäuren die Keimung und das Wachstum empfindlicher Pflanzen hemmen können (VLEESCHAUWER et al. 1981). Frischkompost enthält zudem größere Mengen an schwermetallmobilisierenden Fulvosäuren, die erst mit zunehmendem Rottegrad zu Huminsäuren und schließlich zu reaktionsträgen Huminen umgewandelt werden.

Sowohl die Anzahl an Bioabfallkompostierungsanlagen, als auch deren Durchsatzkapazität ist im Gegensatz zur stagnierenden bis rückläufigen Zahl an Pflanzenabfallkompostierungsanlagen in der letzten Zeit stark angestiegen. In Baden-Württemberg existieren gegenwärtig 17 Bioabfallkompostierungsanlagen. Bundesweit waren Ende 1993 bereits 99 Anlagen in Betrieb, 28 im Bau und 61 im Genehmigungsverfahren (HANGEN und FEINDLER 1993). Von den Mitte 1993 betriebenen 80 Bioabfallkompostierungsanlagen waren mehr als die Hälfte der Anlagen noch ohne Witterungsschutz und nur ca. ein Drittel der Anlagen gekapselt (KEHRES 1993a). Angesichts der Akzeptanzprobleme wegen Geruchs- und Keimemissionen kann davon ausgegangen werden, daß neu zu errichtende, durchsatzstarke Bioabfallkompostierungsanlagen nur noch in gekapselter Form genehmigt werden.

Die Verarbeitungskapazität der Bioabfallkompostierungsanlagen wurde in der Vergangenheit entscheidend von der Genehmigungssituation bestimmt. Sie hing vor allem davon ab, ob die Genehmigungsbehörde die Anwendung des vereinfachten Genehmigungsverfahrens für 6.500 jato-Anlagen auf den Durchsatz oder den Output bezog. Die Genehmigungspraxis für Abfallentsorgungsanlagen wurde 1993 durch das Investitionserleichterungs- und Wohnbaulandgesetz (InvestErlG) entscheidend erleichtert. Bioabfallkompostierungsanlagen mit einer Verarbeitungskapazität von 6.570-87.000 t/a werden seitdem im vereinfachten Verfahren nach dem 19. BImSchG und Anlagen mit einer Durchsatzleistung von mehr als 87.000 t/a im förmlichen Verfahren nach dem 10. BImSchG zugelassen. Da die Durchsatzkapazität der Kompostierungsanlagen nun nicht mehr genehmigungsrechtlich, sondern

standort- und bedarfsspezifisch bestimmt wird, hat die Verarbeitungskapazität pro Anlage in jüngster Zeit stark zugenommen, da die aus 188 verschiedenen Anlagen ermittelte durchschnittliche Durchsatzkapazität der derzeit betriebenen Anlagen liegt bei rd. 12.000 jato. Die in Bau bzw. in der Planung befindlichen Anlagen haben eine Anlagengröße von rd. 16.000 jato bzw. 18.000 jato (BÜKER et al. 1994). Die Zahl der Großanlagen, von denen 12 bereits eine Durchsatzkapazität von über 30.000 t/a aufweisen, steigt weiter an. Die zukünftige Verarbeitungskapazität von Bioabfallbehandlungsanlagen dürfte sich zwischen 15.000 und 25.000 jato bewegen.

Die auf dem Markt angebotenen Bioabfallkompostierungsanlagen unterscheiden sich in der Rotteführung, die

- statisch (Boxen-/Container-, Tunnel-/Zeilen- und Brikollareverfahren),
- dynamisch (Rottetrommel) oder
- halbdynamisch (Mieten mit regelmäßiger Umsetzung) erfolgen kann.

Bei den statischen Boxen- und Containerverfahren, die aufgrund ihres mittleren Fassungsvermögens von 60 m³ und 22 m³ auch für die Behandlung kleiner Abfallmengen geeignet sind, wird der Rotteverlauf von der Aufbereitung und Mischung der Bioabfälle bestimmt. Der Mindestanteil an strukturreichen Grünabfällen sollte bei 15 Gew.-% liegen, um zu verhindern, daß unerwünschte anaerobe Abbauprozesse stattfinden. Nach einer 7-14tägigen Intensivrotte in der Rottebox wird der hygienisierte Frischkompost auf offenen Tafel- oder Dreiecksmieten einer 8-12wöchigen Haupt- und Nachrotte überlassen (s. Tab. 22). Die Nachrottendauer kann durch mehrfache Wiederholungen der Boxendurchgänge verkürzt werden. Der Wassergehalt der Inputmaterialien wird durch die Boxenkompostierung um ca. 50%, der Organikgehalt um ca. 16 Gew.-% reduziert (KROGMANN 1994).

Die Vorrotte in geschlossenen Rotteboxen hat den Vorteil, daß keine unkontrollierten Sickerwässer und Geruchsemissionen entweichen können. Das in den Rotteeinheiten anfallende Sickerwasser wird in den Rotteprozeß zurückgeführt, die als Kondensat abgegebene Feuchtigkeit mit der Abluft ausgeschleust und die geruchsbeladene Abluft mit Biofiltern desodoriert. An geruchssensiblen Standorten sind die Boxen und Container von einer zusätzlichen druck- oder saugbelüfteten Halle umgeben, weil es während der Beschickung und Entleerung der Boxen zu Geruchsfreisetzungen kommen kann. Das Einsatzspektrum der Boxen- und Containerkompostierung liegt aufgrund ihrer modular aufgebauten Bearbeitungsweise bei einer Durchsatzkapazität von 6.000-25.000 t/a. Im Durchschnitt werden gegenwärtig rd. 12.000 jato pro Anlage verarbeitet.

Tab. 22: Technisch-ökonomische und umweltrelevante Merkmale von Bioabfallkompostierungsverfahren

		Boxen-/Containerkompostierung		Zeilen-/Tunnelkompostierung		Brikollarekompostierung	Rotttrommeln			Gekap. Mietenkompostierung	
		<i>Herhof</i>	<i>Mab-Lentjes</i>	<i>Passavant</i>	<i>Babcock</i>	<i>Rethmann</i>	<i>Lescha</i>	<i>Envital</i>	<i>Alvahum</i>	<i>Bühler</i>	<i>Thyssen</i>
Intensivrotte	Tage / Wochen	7-10 T	10-14 T	3-4 W	9-12 W	5-6 W	7-10 T	1-7 T	1-2 T	8 W	8-10 W
Haupt- und Nachrotte	Wochen	12	8-10	12-20	-	8-10	8-10	10	8-12	10	-
Rotte-dauer	Monate	3-4	2-3	4-6	3-4	3-5	2-3	2-3	3-4	3-4	2-3
Rotte-steuerung		Temp./CO ₂ -, Luft-/Wassersteuerung				Befeuchtung	Luft-/Wassersteuerung			Temp./CO ₂ -, Luft-/Wassersteuerung	
Geruchs-emissionen		Biofilter				Gering		Biofilter			
Sickerwasser, Kondensat		Kreislauf-führung				Kein Sickerwasser		Abgabe über Biofilter		Kreislauf-führung	
Flächenbedarf	m ² /jato	0,6-0,7				0,15	1,00	0,6-0,7		0,30	0,6-0,8
Energiebedarf	kWh/t _{input}	20-22	18	40-45	31	31	15	18	-	36	60-77
Anlagenkapazität	jato	1.250-1.500	500	6.500-25.000	1.000-1.500	ab 15.000	1.300-1.500	3.000	1.500-50.000	5.000-50.000	15.000-35.000
Investitionsbedarf	DM/jato	560-660		1.200	560-660	1.400	560-660			600-1.000	
Behandlungskosten	DM/t Input	120-140		70	120-140	130-180	120-140			100-180	150-200

Quelle: BIEHLER und NUDING (1995) und verschiedene Herstellerangaben (1994)

Die Zeilen- und Tunnelkompostierung können als modulare Mietenkompostierung bezeichnet werden, wobei die Tunnelkompostierung die überdachte Version der Zeilenkompostierung darstellt. Die zerkleinerten und homogenisierten Rotteaushangs- und Strukturmaterialien werden am Anfang eines Tunnels bzw. einer Zeile aufgegeben und wandern durch automatische Umsetzvorgänge an deren Ende. Das Rottegut wird über am Boden angebrachte Belüftungszonen mit Sauerstoff versorgt und kann bei Bedarf bewässert und nach-zerkleinert werden. Die Abluft wird abführt und desodoriert. Die bewegte Tunnelrotte dauert ca. 12 Wochen, die Zeilenrotte mit anschließender Trapezmietenrotte vier bis sechs Monate. Die Hauptvorteile der Zeilen- und Tunnelkompostierung sind die einfachen Erweiterungsmöglichkeiten und die Option einer getrennten Behandlung verschiedener Abfall-chargen. Nachteilig ist, daß es durch auflastbedingte Setzungserscheinungen zu einer Ver-dichtung des Rottematerials kommen kann.

Bei dem statischen **Brikollare-Kompostierungsverfahren** wird der konfektionierte Kompostrohstoff zu 30 kg schweren Formlingen gepreßt. Durch die speziell entwickelte Verdichtung wird ein Kapillarsystem ausgebildet, das die Sauerstoffzufuhr bis in den Kern der Preßlinge gewährleistet. Die Preßlinge werden mit Zwischenräumen für eine natürliche Belüftung auf Paletten gestapelt und in einer Rottehalle der Intensivrotte überlassen. Nach einer zwei- bis vierwöchigen Rottezeit kommt der Rotteprozeß durch das Austrocknen der Preßlinge auf einen Wassergehalt von 30-40% zum Stillstand (SCHRIEWER 1991). Den Herstellerangaben zufolge fällt während der Rotte weder Sickerwasser an, noch werden unangenehme Geruchsemissionen freigesetzt (LINDER 1992). Die Hygienisierungsleistung wird als ausreichend angesehen, wenn in den Preßlingen bei Wassergehalten zwischen 50% und 55% mindestens drei Wochen lang Temperaturen um 60°C herrschen (KNOLL 1986). Die Preßlinge werden nach der Hauptrotte dekompaktiert, wieder befeuchtet, zu einer Trapezmiete aufgeschichtet und einer mehrwöchigen Nachrotte unterworfen.

Zu den wesentlichen Nachteilen des Brikollareverfahrens gehören der hohe technische und energetische Aufwand, der geringe Automatisierungsgrad und die erhöhte Keim- und Geruchsbelastung der Beschäftigten beim Einbringen der Preßlinge in die Rottehalle. Von Vorteil ist, daß während der Intensivrotte kein Sickerwasser freigesetzt wird. Neben der ehemals Hausmüll und Klärschlamm verarbeitenden Kompostierungsanlage in Singen, die ein Durchsatzvermögen von 70.000 jato besitzt, gibt es nur wenige Anlagen, die nach dem Brikollareprinzip arbeiten. Aufgrund des hohen Aufwandes zur Brikettierung, Befeuchtung und Dekompaktierung der Bioabfälle handelt es sich dabei ausnahmslos um größere Anlagen, deren Verarbeitungskapazitäten zwischen 20.000 und 30.000 t/a liegen.

Bei der dynamischen **Kompostierung mit Rottetrommeln** werden die vorzerkleinerten Bio- und Grünabfälle homogenisiert und mit Strukturmaterial vermischt. Während der zwei- bis zehntägigen Intensivrotte bei Temperaturen zwischen 45°C und 55°C wird der kontinuierlich bewegte Bioabfall durch natürliche Belüftung mit Sauerstoff versorgt und die abgeführte Abluft mit Biofiltern desodoriert. Das vorbehandelte Material wird nach Aussortierung von Stör- und Fremdstoffen in überdachten Trapezmieten der Haupt- und Nachrotte überlassen, bei der die auf Scherbewegungen empfindlich reagierenden Pilze ihr Mycel ausbilden können. Die Rottetrommeln, die zur Verkürzung der Rottezeiten und zur Verringerung der geruchsintensiven Abluftströme beitragen, werden nur in größeren Anlagen zum Mischen und Homogenisieren bzw. für eine schnelle Hygienisierung eingesetzt.

Die Anschaffungskosten für spezielle Rottetrommeln liegen zwischen 140 und 250 DM/jato für geschlossene „Envital“-Trommeln und rd. 300 DM/jato für achteckige, kontinuierlich laufende „Lescha“-Trommeln, bei der das Rotteaushangsmaterial über Öffnungen in der

Trommelwandung belüftet und ausgetragen wird (WIEMER und KERN 1994). Die Bedeutung der dynamischen Kompostierung hat, angesichts des hohen Investitionsaufwandes im Vergleich zum erreichten Rottegrad und aufgrund der aus Geruchsgründen dennoch erforderlichen Einhausung der Hauptrotte, in der jüngsten Zeit stark nachgelassen. Eine Rottetrommel könnte für zentrale Anlagen mit hohen Durchsatzkapazitäten von > 50.000 t/a interessant sein, bei kleineren Anlagen ist die Mischung der Rotteausgangs- und Strukturstoffe in einfachen, preisgünstigeren Drehtrommeln dagegen ausreichend.

Die **halbdynamische Mietenkompostierung** in gekapselten, prozeßgesteuerten Anlagen zählt inzwischen zu den am häufigsten angewandten Verfahren zur Bioabfallkompostierung. Die zwangsbelüfteten Wandermieten werden je nach Konsistenz der Bio- und Grünabfälle in meist wöchentlichen Abständen mit Schaufelrädern oder Schneckenfräswellen aufgelockert oder neu aufgesetzt. Gleichzeitig werden die Rottetemperatur, der Sauerstoff- und Wassergehalt gemessen und ggf. optimiert. Die Rotte dauert bei zwangsbelüfteter Mietenkompostierung 8-12 Wochen und bei unbelüftetem Mietenaufenthalt vier bis fünf Monate.

Die auf dem Markt erhältlichen Anlagentypen zur halbdynamischen Mietenkompostierung unterscheiden sich in der Art der Vorbehandlung und der Umsetzung sowie der Belüftung, die entweder als Druck- oder Saugbelüftung durchgeführt werden kann. Da die Umsetzmaschinen lichte Höhen von 6-10 m benötigen, die Mieten, je nach Auslastung der Behandlungskapazitäten, aber nur 2,50-3,30 m hoch sind, fallen wegen der vorgeschriebenen Luftaustauschraten große Abluftmengen an, die zu desodorisieren sind. Das in der Halle oder in den Abluftleitungen anfallende Sickerwasser und Kondensat kann teilweise zur Bewässerung des Komposts oder zur Befeuchtung des Biofilters verwendet werden.

Der Vorteil der halbdynamischen Mietenkompostierung ist, daß durch die prozeßgesteuerte vollautomatische Rotteführung vergleichsweise optimale Abbaubedingungen geschaffen werden können, ohne die Beschäftigten der keim- und geruchsbelasteten Hallenatmosphäre auszusetzen. Zu den größten Nachteilen der eingehausten Wandermieten gehören die korrosive Hallenluft, die geruchsbeladenen Abluftmengen und der Sickerwasser- und Kondensatüberschuß. In den eingehausten Kompostwerken, wo aufgrund der hohen Luftfeuchtigkeit und der im Kondenswasser gelösten Schadstoffe die Rotteabluft besonders aggressiv ist, sind bauliche Vorkehrungen zum Schutz der Bausubstanz zu treffen (BAUER und AYRAN 1992). Die gegenwärtig betriebenen Anlagen, die Durchsatzkapazitäten zwischen rd. 10.000 und 65.700 t/a aufweisen, verarbeiten im Durchschnitt 30.000 t/a.

6.2.2 Behandlungskosten

Die Errichtung einer Bioabfallkompostierungsanlage ist, je nach Standortgegebenheiten, mit unterschiedlich hohen Kostenanteilen für die Erschließung verbunden. Im Rahmen der selbst durchgeführten Berechnungen werden für die Erschließung (Straßen, Frischwasser-, Abwasser- und Stromanschluß) 30 DM/m², für die Umzäunung des Geländes und die Errichtung von Ein- und Ausfahrten 70 DM/m², für die Untergrundbefestigung 150 DM/m² und für die Begrünung der Anlage 10 DM/m² Grünfläche veranschlagt. In Abhängigkeit vom Automatisierungsgrad und der Durchsatzleistung der Anlage wird außerdem unterstellt, daß die Anlagen über Radlader (170.000 DM/Stück), Zerkleinerungsaggregate, Siebanlagen (s. Tab. 20), eine Reinigungsmaschine (25.000 DM) und eine Verpackungsanlage (325.000 DM) verfügen. Der Investitionsbedarf und die fixen Betriebskosten werden von den Kosten für die Erschließung des Grundstücks und für die Errichtung der Anlage bestimmt. Die Investitionssumme ist in den letzten Jahren vor allem wegen der zur Geruchsminderung notwendig gewordenen Anlagenkapselung angestiegen. In Einzelfällen können die zusätzlichen standortspezifischen Auflagen und Extraaufwendungen zur Erschließung des Betriebsgeländes und die Kosten für Ausgleichsmaßnahmen den mittleren Investitionsbedarf um das 1,5fache erhöhen (TURK und FRICKE 1992).

Die fixen Betriebskosten werden als fremdfinanzierte Annuitätendarlehen von den baulichen, maschinellen und elektrotechnischen Investitionen abgeleitet. Die Verzinsung des geliehenen Kapitals ist mit 8% angesetzt und die Kreditlaufdauer der Gebäude- und Maschinennutzungsdauer angepaßt. Für den Bauteil und den Maschinenbestand werden wegen der Aggressivität der Hallenatmosphäre, die zu einem beschleunigten Verschleiß führen dürfte, vergleichsweise kurze Abschreibungszeiträume von 10-25 für die Bauhülle und von 5-10 Jahren für die Maschinen unterstellt. Die Kosten für Wartung, Unterhalt und Reparaturen werden für die Bauteile mit 1%, für elektrotechnische Teile mit 2% und für die Maschinenteile mit 6% angesetzt. Außerdem werden jährliche Kosten für Versicherungen, Steuern und Gebühren mit jeweils 1% der Anlageninvestitionen zum Ansatz gebracht. Die Personalkosten werden mit 80.000 DM pro Arbeitskraft, die personalabhängigen Verwaltungskosten mit rd. 5% der Personalkosten und die Aufwendungen für Treibstoff bzw. Strom mit 1,20 DM/l bzw. 0,25 DM/kWh veranschlagt.

Die spezifischen Betriebskosten werden von der Rottedauer, vom Energiebedarf der Anlage, von der Luftwechselrate, der Abwasserreinigung und der zu entsorgenden Reststoffmenge bestimmt. Der Energieverbrauch für das Shreddern der Bioabfälle, das Umsetzen der Mieten und die Abluftreinigung liegt zwischen 15 kWh/t Input bei der Trommelkompostierung und 77 kWh/t Input bei der vollständig gekapselten und prozeßgesteuerten Mie-

tenkompostierung (s. Tab. 22). Ausgehend von einem durchschnittlichen Energieverbrauch von rd. 40 kWh/t Input werden für das Zerkleinern der Pflegerückstände 31 %, für das wöchentliche Umsetzen der Mieten 44 % und die Abluftreinigung 25 % der Energie benötigt (THYSSEN 1993).

Je nach Zusammensetzung und Verunreinigungsgrad der Ausgangsmaterialien fallen beim Absieben des Fertigkomposts in verschiedene Körnungsstufen 10-15 Gew.-% nicht abgebaute, ligninreiche Substanzen sowie 6-8 Gew.-% Fremd- und Störstoffe als Siebüberlauf an. Der Siebüberlauf wird, sofern er als Strukturmaterial in den Kompostierungsprozeß zurückgeführt werden soll, einer Handsortierung oder Hartstoffabscheidung unterworfen. Die Gebühren für die Deponierung des nicht verwertbaren Siebüberlaufs liegen derzeit zwischen 70 und 140 DM/t Abfall. Inklusive Transport sind mit der Entsorgung des Siebüberlaufs Kosten in Höhe von rd. 160 DM/t verbunden. Die Reststoffentsorgung ist, ausgehend von einem Störstoffanteil von 16-23 Gew.-% bezogen auf die Inputmenge, mit 30-40 DM/t behandelte Bioabfälle zu veranschlagen. Die Entsorgungskosten werden nach Auffüllung der kostengünstigen Deponiekapazitäten ansteigen, da seit der Einführung des Multibarrirenkonzepts sehr hohe Anforderungen an die geologische Eignung von Deponiestandorten, an die Deponie als Bauwerk und an die Qualität der abzulagernden Siedlungsabfälle gestellt werden. Mittelfristig muß mit Deponierungsgebühren von 220-350 DM/t Abfall gerechnet werden (DOEDENS et al. 1994, THOME-KOZMIENSKY und PAHL 1994).

Die überdachte Mietenrotte mit Durchsatzleistungen < 6.750 jato und einem Investitionsbedarf von 340-710 DM/jato verursacht Behandlungskosten zwischen 90 und 140 DM/t Input (s. Tab. 23). Für einfache Kompostierungsanlagen mit Durchsatzleistungen zwischen 10.000 und 40.000 jato liegen die Behandlungskosten nach Angaben der ORCA (1992a) mit rd. 100-150 DM/t Input auf einem ähnlich niedrigen Niveau. Nach KERN (1991, 1993) sind die spezifischen Abfallbehandlungskosten wegen der Teil- bzw. Vollkapselung der Anlagen innerhalb weniger Jahre um rd. 50 % angestiegen.

Die von Herstellerseite genannten Verarbeitungskosten pro Tonne Abfall (Input) reichen von rd. 70 DM/t bei der einfachen Zeilenkompostierung und 130 DM/t bei der überdachten Tunnelkompostierung bis zu 290 DM/t bei der gekapselten Mietenkompostierung (s. Tab. 23). Die Kosten für die Bio- und Grünabfallkompostierung in geschlossenen Rotteboxen und -containern liegen zwischen 120 und 140 DM/t Abfall bei größeren Durchsatzmengen und zwischen 160 und 230 DM/t Input bei einer Behandlungsmenge von 5.000 jato (BOXBERGER und HELM 1992). Den eigenen Berechnungen zufolge kostet die Behandlung von Bio- und Grünabfällen in gekapselten Anlagen mit halbdynamischer Mietenkompostierung bei einer Durchsatzkapazität von 20.000 jato rd. 180 DM/t Input (s. Tab. 24).

Diese Werte korrespondieren mit den von KERN (1993) ermittelten Verarbeitungskosten von durchschnittlich 190 DM/t Input bei 15.000 jato-Anlagen bzw. von 170 DM/t Input bei 30.000 jato-Anlagen. Angaben vom UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1994a) zufolge können die Behandlungskosten bei Anlagen mit einer Durchsatzkapazität von 15.000 jato im Einzelfall bis zu 350 DM/t FM Input (Spanne 170-350 DM/t) ansteigen. Auch bei größeren Anlagen mit Verarbeitungskapazitäten von 30.000 jato bewegen sich die Bearbeitungskosten aufgrund von Standortbesonderheiten mit 155-300 DM/t innerhalb einer großen Spanne.

Tab. 23: Investitionsbedarf und Behandlungskosten von Bioabfallkompostierungsanlagen

Durchsatzkapazität (jato)	Spezif. Investitionen (DM/jato)	Behandlungskosten (DM/t Input)	Quelle
Überdachte Mietenrotte			
2.400	560-710	140	1
6.000	340-440	90	1
12.000	310-410	80	1
Landwirtschaft. Komposthof			
650	610	270-320	2
Gekapselte Mietenrotte			
12.000	1.300	350	2
15.000	600-800	92-140	3
15.000	850-1.250	170-260	4
Brikollareverfahren			
15.000	1.400	130-180	5
Gekapselte Mietenrotte			
18.000	1.600	290	6
20.000	790	140	7
20.000	600-1-100	100-180	8
20.000	600-1.000	150-200	5
30.000	490-620	85-120	3
30.000	780-1.150	160-230	4
Quelle: KERN 1989 (1), ANONYMUS 1993 (2), KERN 1991 (3), 1993 (4), BIEHLER und NUDING 1995 (5), BÖBLINGEN 1994 (6), STEINMÜLLER 1993 (7), BÜHLER 1993a (8)			

In Bayern und Hessen werden in schwach besiedelten Gebieten, wie z.B. dem Landkreis Ebersberg mit einer Siedlungsdichte von durchschnittlich 5.000 Einwohnern pro Gemeinde, die Behandlung von Küchen- und Grünabfällen in landwirtschaftlichen Komposthöfen erprobt. Der Bioabfall wird mit Preßplattenfahrzeugen erfasst und überbetrieblich zerkleinert. Der Investitionsaufwand ist mit rd. 620 DM/jato relativ gering, weil bei Anlagen mit einer Durchsatzleistung <6.750 t/a gemäß TA Siedlungsabfall nur eine baurechtliche Genehmigung erforderlich ist. Außerdem ist der Bedarf an zusätzlicher gerätetechnischer Ausstat-

tung gering und der Anteil an Eigenleistungen beim Bau der Anlage hoch. Die Kosten der Behandlung liegen wegen des geringen Durchsatzes und der kurzen Vertragslaufdauer von zehn Jahren mit 270 bis 320 DM/t FM dennoch in einer ähnlichen Größenordnung wie die Bioabfallkompostierung in zentralen Anlagen (LANDRATSAMT EBERSBERG 1993).

Tab. 24: Behandlungskosten von gekapselten Bioabfallkompostierungsanlagen

		Rotteturm (Steinmüller)	Boxenkompostierung (Herhof)	Mietenkompostierung (Thyssen)
<i>Durchsatzkapazität: 20.000 jato</i>				
Grunderwerb	DM	238.000	674.100	674.100
Befestigung der Fahrflächen	DM	600.000	600.000	600.000
Baukosten	DM	15.500.000	18.224.000	12.500.000
Maschinenkosten	DM	1.566.463	1.666.500	2.789.763
Waage	DM	150.000	150.000	150.000
Biofilter	DM	370.000	370.000	370.000
Spezifischer Investitionsbedarf	DM/jato	921	1.084	854
Kapitalkosten	DM/t	111	130	105
Verschleiß u. Reparatur	DM/a	388.323	447.805	389.488
Treibstoff-/Stromverbrauch	DM/a	138.385	138.385	138.385
Wasser-/Abwasserkosten	DM/a	32.490	32.490	21.000
Reststoffentsorgung	DM/a	32.000	32.000	32.000
Verwaltung	DM/a	200.000	200.000	200.000
Personalkosten	DM/a	480.000	400.000	400.000
Spezifische Betriebskosten	DM/t FM	64	63	59
Behandlungskosten	DM/t FM	175	193	164
<small>* Grunderwerb/Befestigung: 70/100 DM/m², Maschinen: 10a, Bausubstanz: 15a, Zins: 8%, Reparatur: 10% d. Maschinenkosten, DK: 1,20 DM/l, Strom: 25 Pf/kWh, Wasser/Abwasser: 2/5 DM/m³, Reststoffentsorg.: 160 DM/t für 1 Gew.-% v. Input, Personal: 80.000 DM/a.</small>				

Die pro Betrieb und Jahr verarbeitete Menge von 1.400 m³ Bioabfall und 400 m³ Strukturmaterial wird in Abhängigkeit von den Verwertungsmöglichkeiten nach einer Rottedauer von 8-18 Wochen auf die Ackerflächen verteilt. Der Platzbedarf der landwirtschaftlichen Komposthöfe ist wegen der geringen Durchsatzmengen mit 3 m²/jato vergleichsweise hoch (DLG 1994). Das während der Rotte anfallende Sickerwasser in Höhe von ca. 760 m³/Jahr wird in Güllebehältern gesammelt und in Gaben von 10 l/m² Ackerfläche ausgebracht. Die Komposthöfe haben aus abfallwirtschaftlicher Sicht den Vorteil, daß sie die Verwertung des erzeugten Komposts auf der landwirtschaftlichen Ackerfläche gewährleisten können. Demgegenüber stehen größere Umweltrisiken, die vor allem aus dem Mangel an technischen Möglichkeiten zur Fremdstoffaussortierung, zur Rotteoptimierung, zur Sickerwasserbehandlung und zur Geruchsverminderung liegen. Die Behandlung von Bio- und Grünabfällen in Komposthöfen wird im folgenden nicht als Behandlungsoption in den Verfahrensvergleich aufgenommen, da sie gemessen an der Bioabfallkompostierung in zentralen, professionell

geführten Anlagen weder mit deutlichen Kosteneinsparungen noch mit nennenswerten Umweltvorteilen verbunden ist.

6.2.3 Umweltrelevante Aspekte

Zu den wichtigsten umweltrelevanten Verfahrensmerkmalen der Bioabfallkompostierung gehören:

- der Flächenverbrauch,
- das Aufkommen an organisch belastetem Abwasser,
- die Geruchs- und Keimemissionen sowie
- die Freisetzung klimarelevanter Gase.

Der Flächenverbrauch der Bioabfallkompostierungsanlagen ist abhängig vom Rotteverfahren, dessen Durchsatzgeschwindigkeit und vom Strukturmaterialbedarf. Die Brikollarekompostierung hat mit $0,15 \text{ m}^2/\text{jato}$ den geringsten, die Boxen- und Mietenkompostierung mit $0,3\text{-}0,8 \text{ m}^2/\text{jato}$ einen mittleren und die einfache Dreiecks- oder Trapezmietenkompostierung mit $1,2\text{-}2,5 \text{ m}^2/\text{jato}$ einen vergleichsweise hohen Flächenanspruch. Der Flächenbedarf pro jato wird durch die Verfahrenstechnik stärker beeinflusst als durch die Durchsatzkapazität der Anlage. Der spezifische Platzbedarf ist bei einer 15.000 t-Anlage mit ca. $0,7 \text{ m}^2/\text{jato}$ nur etwas höher als bei einer 30.000 t-Anlage $0,6 \text{ m}^2/\text{jato}$.

Das in einer überdachten oder geschlossenen Anlage anfallende Abwasser setzt sich aus Preßwasser, das bei der Erfassung und Verdichtung der Bio- und Grünabfälle anfällt sowie aus biochemisch freigesetztem Rotteprozeßwasser und Kondensat zusammen. Während der heißen Intensivrotte wird das überschüssige Zell- oder Haftwasser als Wasserdampf an die Umgebung abgegeben oder als Sickerwasser an der Basis des Rottekörpers abgesondert. Das Verhältnis von Kondensat zu Sickerwasser wird von der Wasseraufnahmefähigkeit der Hallenluft und dem Temperaturgradienten zwischen Rottekörper und Hallenwand bestimmt. In druckbelüfteten Anlagen fällt das Kondensat bevorzugt in den Abluftrohren an, während die Saugbelüftung zu Vernässungen an der Mietenbasis führt. In geschlossenen Bioabfallkompostierungsanlagen fallen pro Tonne Input, je nach Rotteverfahren und Lüftungstechnik, 40-300 l Sickerwasser und Kondensat an. Dies kann z.T. in den Rottekreislauf zurückgeführt oder über den Biofilter verdampft werden können. Das in gekapselten Bioabfallkompostierungsanlagen anfallende Kondensat weist einen um 40-97% geringeren chemi-

schen Sauerstoffbedarf (CSB) und einen um 57-94% geringeren biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB₅) auf als das Sickerwasser (s. Tab. 25).

Das Abwasser aus druckbelüfteten Anlagen hat eine geringere organische Belastung als das Sickerwasser aus saugbelüfteten Anlagen. Wegen des höheren Anteils an aggressiven und korrosiv wirkenden Chlor-, Schwefel- und Ammoniumverbindungen in der Hallenatmosphäre, weist das Abwasser aus druckbelüfteten Anlagen tendenziös eine höhere Zink- und Nickelbelastung auf (s. Kapitel 7). Der anlageninterne Einsatz von Sickerwasser oder Kondensat erspart Abwasserreinigungs- und Frischwasserkosten, kann aber zu einer erhöhten Freisetzung geruchsintensiver Stoffe führen. Außerdem kann dadurch der Gehalt an Salzen und nicht hygienisierten Keimen sowie die Schadstoffbelastung im Kompost ansteigen.

Tab. 25: Abwassermengen und organische Belastung des Abwassers aus Kompostierungsanlagen

	Sickerwasser			Kondensat			Abwasser
	Menge (l/jato)	CSB g O ₂ /l	BSB ₅ g O ₂ /l	Menge (l/jato)	CSB g O ₂ /l	BSB ₅ g O ₂ /l	Menge (l/jato)
Trommel (Fa. Altwater)	4-30	0,76	0,23	-	-	-	4-30
Boxen (Fa. Herhof)	-	-	-	220-300*	1,0-1,1	0,4-0,5	220-300
Container (Fa. ML)	60-100	10-40	5,2	30-60	0,2-0,8	0,1-0,4	90-160
Tunnel (Fa. Umweltschutz Nord)	20	20-30	10-15	100	1	0,7	120
Tunnel (Fa. Babcock)	10-50	10	7	30-100	2	2	40-150
Miete (Fa. Bühler)	60	35	17	170	<1	<1	230
Miete (Fa. Thyssen)	-	-	-	200-250*	36	24	200-250
Miete (Fa. Koch)	15-50	50	35	35-100	30	15	50-150
Mittelwert Miete	42	43	26	151	22	13	176

* Kondensat und Sickerwasser. Quelle: LOLL (1994) und verschiedene Herstellerangaben

Die gasförmigen Substanzen, die während der Sammlung, Zwischenlagerung und Verarbeitung organischer Abfälle freigesetzt werden, können zu Schäden am Baukörper und zu Geruchsbelästigungen der Beschäftigten und Anwohner führen und möglicherweise in die Chemie bzw. den Strahlungshaushalt der Atmosphäre eingreifen. Die Geruchsintensität des angelieferten Materials wird maßgeblich vom Feuchtegehalt und der Schüttdichte der Bio- und Grünabfälle sowie der Sammelhäufigkeit bestimmt. Die in Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung und Jahreszeit schwankende Geruchsbelästigung durch die Biotonne

ist aufgrund der längeren Abfallstandzeit bei 14tägigem Sammelintervall im Schnitt höher als durch die Hausmülltonne (s. Abb. 16).

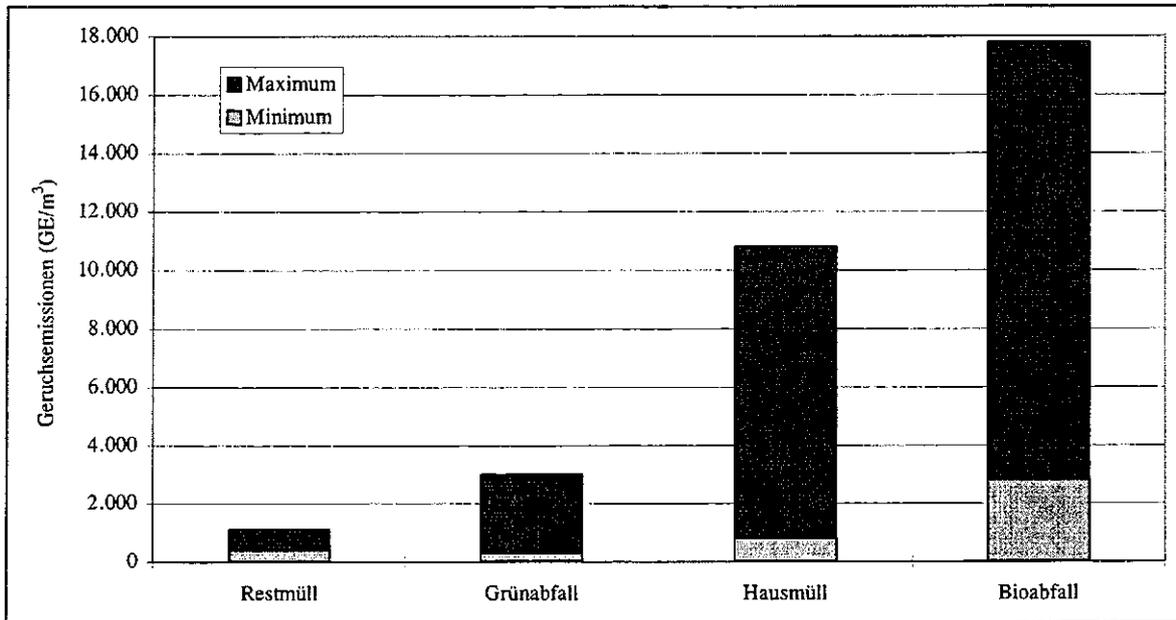


Abb. 16: Geruchsemissionen in Abhängigkeit von der Abfallart (nach FRECHEN und KETTERN 1995)

Durch kurze Sammelintervalle sowie eine rasche Aufarbeitung und Kompostierung der Abfälle können die Geruchsemissionen reduziert werden. Trotz regulierender Eingriffe in den Wasser- und Sauerstoffhaushalt der Miete können auch in prozeßgesteuerten Rottekörpern temporäre Sauerstoffunterversorgungen auftreten, und Faul- und Gärstoffwechselprodukte entstehen. Dabei handelt es sich meist um Verbindungen mit Stickstoff (z.B. Ammoniak), Schwefel (z.B. Schwefelwasserstoff) und organische Säuren bzw. Aldehyde (z.B. Buttersäure, Valeriansäure und Formaldehyd). Die Gefahr einer Ammoniakfreisetzung ist bei der Behandlung von Küchenabfällen mit C/N-Verhältnissen zwischen 12:1 und 20:1 besonders groß, da bei C/N-Verhältnissen unter 35:1 der Stickstoff nicht vollständig in die Mikrobenbiomasse eingebaut werden kann.

Die Geruchsemissionen einer Bioabfallkompostierungsanlage gehen von 4.000 Geruchseinheiten (GE) pro m³ Luft nach zweiwöchiger Rottedauer auf unter 300 GE/m³ nach 14wöchiger Rottezeit zurück (THOME-KOZMIENSKY und PAHL 1994). Bei Umsetzungsvorgängen können kurzzeitig stärkere Geruchsfrachten von 10.000 GE/m³ freigesetzt werden. Die Geruchseinheiten geben den Faktor an, der benötigt wird, um die Mengen an Geruchsmolekülen soweit mit nicht riechender Luft zu verdünnen, daß diese verteilt auf einen m³

Luft bei 50% der Probanden gerade noch eine Geruchsempfindung auslösen. In großen Kompostierungsanlagen wird zum Schutz der Beschäftigten vor Geruchs- und Keimemissionen die Aussortierung von Fremd- und Störstoffen oftmals vollautomatisch oder in Bereichen mit speziellen Vorrichtungen durchgeführt. Da die geruchsbeladenen Abluftemissionen im Umkreis der Anlage zu Beeinträchtigungen der Anlieger führen können, muß die Abluft mit Hilfe von Biowäschern oder Biofiltern desodoriert werden. Die Höhe des Geruchsschwellenwertes (1 bzw. 3 GE/m³) und dessen zulässige Überschreitungshäufigkeit (3-5%) wird derzeit in den einzelnen Bundesländern uneinheitlich geregelt. Eine bundesweit gültige TA Geruch mit einem Grenzwert von einer GE/m³ ist aber in Vorbereitung.

Während der mikrobiellen Umsetzung der Bio- und Grünabfälle wird ein großer Teil des organisch gebundenen Kohlenstoffs als Kohlendioxid (CO₂) freigesetzt. Die Freisetzung von CO₂ ist klimaneutral, weil das gebildete CO₂ durch den Aufbau der pflanzlichen Biomasse der Atmosphäre zuvor entzogen wurde. Beim Abbau organischer Substanz werden zwischen 150 und 230 kg CO₂/t FM freigesetzt (SOYEZ et al. 1993, HELLMANN 1995). Da die Kompostierung niemals vollständig aerob abläuft, ist damit zu rechnen, daß in Abhängigkeit von der Syntheserate und den physikalischen Mietenparametern neben dem CO₂ auch Methan und andere klimarelevante Gase gebildet werden.

Die Methanbildung ist ein strikt anaerober Prozeß, der innerhalb eines Temperaturspektrums von 5-60°C ablaufen kann, aber wegen des Temperaturoptimums der methanproduzierenden Bakterien zwischen 50°C und 55°C vor allem während der thermophilen Phase stattfindet (REINHARDT et al. 1994). Eine Korrelation zwischen der im Mieteninnern meßbaren Spurengaskonzentration und den aus der Miete austretenden Spurengasmengen konnte bislang nicht festgestellt werden. Das im Mietenkern gebildete Methan wird offensichtlich vor dem Verlassen der Miete durch methanotrophe Bakterien z.T. wieder abgebaut (HELLMANN 1995). Auch RETTENBERGER (1994) geht davon aus, daß in wenig umgesetzten und eingehausten Mieten die Freisetzungsrates deutlich unter der Bildungsrate liegt. Die Mietenumsetzungen sind wegen der damit einhergehenden Aufhebung der Diffusionsbarrieren mit einer stark erhöhten Freisetzung des im Mietenkern gebildeten Methans und Distickstoff-oxids verbunden. Die emittierten Mengen fallen wegen der Seltenheit des Ereignisses in der Gesamtbilanz allerdings nicht ins Gewicht. Es konnte sogar gezeigt werden, daß durch ein häufiges Umsetzen der Mieten das Wachstum anaerober Methanbakterien nachhaltig gehemmt werden kann, auch wenn dadurch die Sauerstoffversorgung im Mieteninnern nur kurzzeitig verbessert wird (KORNER 1990). Die höheren Methanemissionen während der Nachrotte sind vermutlich auf eine verstärkte Bildung anaerober Mietenabschnitte wegen nicht stattfindender Umsetzungsvorgänge zurückzuführen (s. Abb. 17).

Während der mikrobiellen Umsetzung kann es durch Nitrifizierungs- und Denitrifizierungsprozesse auch zur Bildung von Distickstoffoxid kommen, wobei wegen der vorwiegend aeroben Bedingungen im Verlaufe der Kompostierung die Nitrifikation, d.h. die N_2O -Bildung durch die mikrobielle Oxidation von Ammonium zu Nitrit, überwiegen dürfte. Die N_2O -Emissionen, die sich durch eine auffallend hohe räumliche Diversität auszeichnen, sind während des Aufsetzens der Mieten, nach Abklingen der thermophilen Phase und während der Nachrotte am höchsten, da es sich bei den N_2O -Bildnern um mesophile (20-30°C) Bakterien handelt, und bei Temperaturen über 60°C die N_2O -Synthese gehemmt ist (VILSMEIER und AMBERGER 1980).

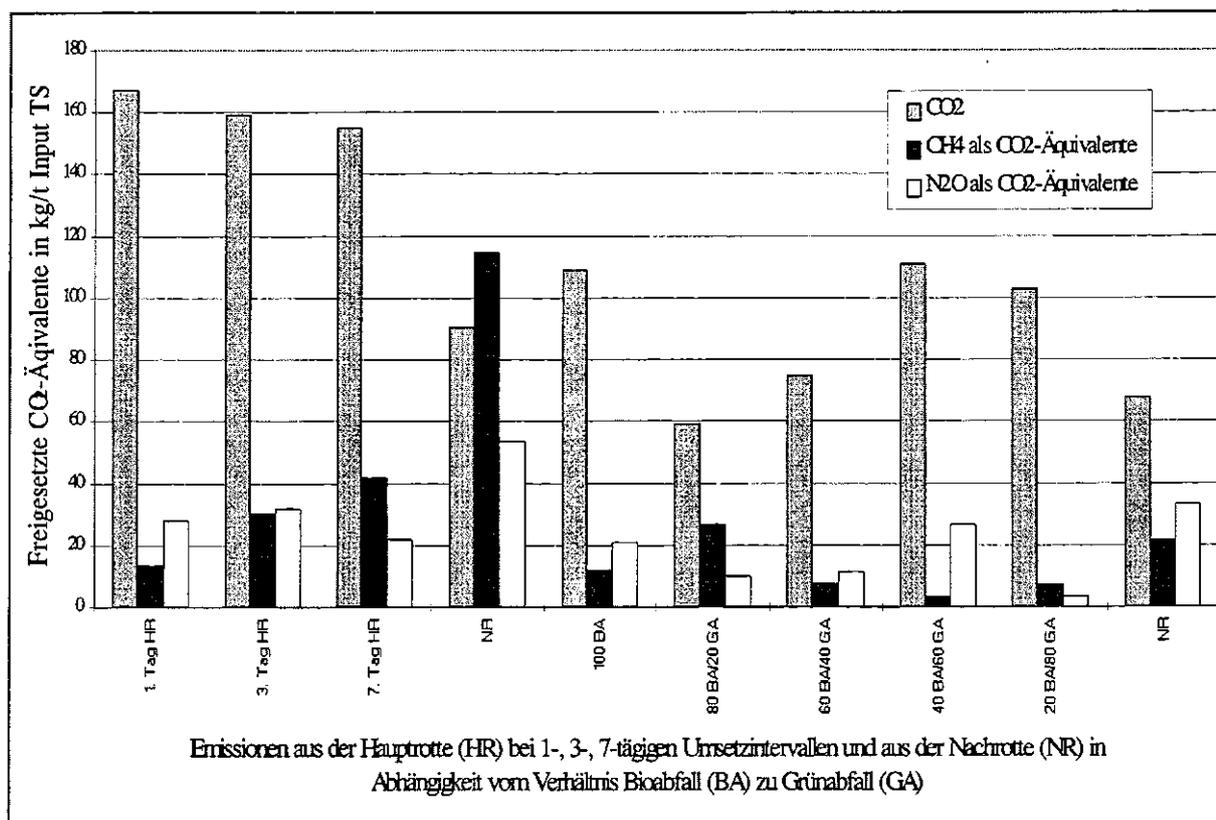


Abb. 17: Klimagasemissionen aus der offenen Mietenkompostierung

Die Bedeutung von Kompostmieten als Distickstoffoxidquelle wurde anfangs auf ca. 16 g N_2O -N/t TS geschätzt (HELLEBRANDT 1993). Neueren Untersuchungen zufolge ist die Menge an freigesetzten klimarelevanten Gasen aus Kompostmieten deutlich größer als bislang angenommen. Nach HELLMANN (1995) können bei offener Mietenkompostierung 2.127-3.451 g CH_4 -C/t TS und 306-375 g N_2O -N/t TS emittiert werden (s. Tab. 26). Die

freigesetzte Kohlendioxidmenge wird durch die Methan- und Distickstoffoxidemissionen um durchschnittlich 36% bzw. 185 kg CO₂-Äquivalente erhöht. In gekapselten Anlagen könnte die Menge an zusätzlich freigesetzten CO₂-Äquivalenten verringert sein, da im Biofilter mikrobielle Abbauvorgänge stattfinden können. Der Biofilter kann bei schlechter Wartung allerdings auch eine zusätzliche Quelle für klimarelevante Gasemissionen darstellen.

Tab. 26: Klimarelevante Emissionen bei offener Bioabfallkompostierung

	Rottedauer	CO ₂ -C	CH ₄ -C	N ₂ O-N	CO ₂ -Äq.*
	<i>Tage</i>	<i>kg/t TS</i>	<i>g/t TS</i>		<i>kg/t TS</i>
Hauptrotte 1	52	159	725	114	62
Nachrotte 1	88	91	2.725	192	168
Summe 1	140	250	3.451	306	231
Hauptrotte 2	89	347	297	256	84
Nachrotte 2	104	68	505	119	54
Summe 2	193	415	803	375	139
Mittelwert	166,5	332	2.127	340	185
Quelle: HELLMANN 1995. Offene Dreiecksmiete mit 60% Grünabfall u. 40% Biobfall, 1,2-1,5 m hoch, 40% TS (1.Tag) u. 3tägigem Umsetzrhythmus bei der Hauptrotte, 3,5-4,5 m hoch u. 51% TS (1.Tag) bei der Nachrotte					
* CO ₂ -Äquivalente von CH ₄ und N ₂ O. Umrechnungsfaktoren für CH ₄ : 42 und N ₂ O: 280					

Die Hygienisierungsleistung von Bioabfallkompostierungsanlagen wird anhand der seuchenhygienischen Wirksamkeit des Rotteverfahrens gemäß den Richtlinien der LAGA M 10 nachgewiesen. Nach KNOLL (1986) kann die Hygienisierung als ausreichend bezeichnet werden, wenn die Rotteausgangsmaterialien einen Wassergehalt von 40-55% haben und die Rottetemperatur im Rottekörper drei Wochen lang nicht unter 55°C absinkt. Zur Bestätigung der Hygienisierungsleistung werden die Intensivrottetemperaturen arbeitstäglich erfaßt (RAL 1992). Ein Temperaturanstieg über 80°C ist möglich und aus hygienischer Sicht wünschenswert, hat aber eine Selbststerilisation des Rottekörpers zur Folge. Die Abbaugeschwindigkeit wird deutlich geringer, wenn die Rottetemperatur unter 30°C fällt oder über 70°C ansteigt (JERIS und REGAN 1973). Unwägbarkeiten bei der Temperaturbestimmung haben dazu geführt, daß neuerdings Anstrengungen unternommen werden, um die seuchenhygienische Unbedenklichkeit von Kompost anhand der Konzentration einiger wichtiger Phytophagene, wie z.B. der Tabakmosaikviren, Kohlhernieerreger und Tomatensamen, relativ schnell überprüfen zu können (LAGA 1995).

6.3 Bioabfallvergärung

In Westeuropa werden gegenwärtig ca. 30 verschiedene Verfahren zur Vergärung organischer Rückstände angeboten. Die meist mit TS-Gehalten unter 10% arbeitenden Verfahren wurden ursprünglich zur Behandlung von landwirtschaftlichen Rückständen aus der Tierhaltung und von agrarindustriellen Reststoffen sowie zur anaeroben Klärschlammbehandlung entwickelt. Erst in jüngster Zeit werden spezielle Anaerobverfahren für die Behandlung von Bio- und Grünabfällen mit mittleren bis hohen Wassergehalten entwickelt.

Die Vergärung ist kein alternativer Behandlungsweg zur Kompostierung, weil der Gärückstand instabil ist und erst nach einer mehrwöchigen aeroben Nachrotte pflanzenverträglich und pflanzenbaulich verwertbar wird. Sie ist vielmehr eine Alternative zur aeroben Intensivrotte, die aufgrund ihrer Geruchsintensität ohnehin in gekapselten Einheiten durchgeführt werden muß, und bei der es auch nach Zumischung von Strukturmaterial nicht immer möglich ist, die Bildung anaerober Zonen wirksam zu verhindern. Die anaerobe Behandlung von Bio- und Grünabfällen hat angesichts einer anaeroben Verarbeitungskapazität von bundesweit ca. 30.000 jato (1993) im Vergleich zur Kompostierung derzeit noch keine große Bedeutung. In den nächsten Jahren dürfte durch den geplanten Bau von weiteren Anlagen die Kapazität aber auf rd. 120.000 jato anwachsen.

6.3.1 Technische Angaben

Die auf dem Markt verfügbaren bzw. noch im Pilotstadium befindlichen anaeroben Behandlungsverfahren können anhand ihrer Anforderungen an den TS-Gehalt der Bio- und Grünabfälle, ihrer Behandlungstechniken und ihrer Betriebstemperaturen unterschieden werden in:

- Naß- (<15% TS) oder Trockenfermentationsverfahren (20-40% TS),
- einstufige oder zweistufige Anlagen und
- mesophile (35°C) oder thermophile (55°C) Verfahren.

Weitere anlagenspezifische Unterschiede können sich durch die Art der Biogasreinigung und Biogasverwertung, der mechanischen Entwässerung und der aeroben Nachrotte des Gärückstandes sowie der Abwasseraufbereitung ergeben. Die Trockenfermentation ist zur Behandlung von Bio- und Grünabfällen besser geeignet als die Naßfermentation, weil die Trockensubstanzgehalte der Abfälle mit durchschnittlich 20-40% TS i.d.FM die Anforde-

rungen an die Pumpfähigkeit deutlich überschreiten und diese vor ihrer Behandlung verdünnt werden müssten. Die Vorzüge einer pumpfähigen Abfallsuspension liegen in einem erleichterten Arbeitsablauf und der Möglichkeit zur automatischen Störstoffabscheidung. Die Entfernung des zugegebenen Prozeß- oder Frischwassers durch Preß- oder Trocknungseinrichtungen nach der Gärphase ist allerdings ein kosten- und energieaufwendiger Schritt. Als weitere wichtige Vorteile der Trockenfermentation gegenüber der Naßfermentation sind zu nennen:

- ein reduzierter Bedarf an Fermentervolumen,
- ein geringeres Abwasseraufkommen und
- ein höherer TS-Gehalt im Gärrückstand.

Die bislang entwickelten Verfahren der Feststoffvergärung arbeiten überwiegend einstufig, d.h. die Hydrolyse, die Säure- und Acetatbildung (niedriger pH-Wert) und die Methanisierung (neutraler pH-Wert) laufen in einem Gärbehälter ab. Durch eine räumliche Trennung der Hydrolysierung und Methanisierung reduziert sich die für einen 40%igen Abbau der organischen TS benötigte Zeitspanne auf 15 Tage (WELLINGER et al. 1993b). Trockenfermentationsanlagen werden dennoch bevorzugt einstufig gefahren, weil bei der anaeroben Verwertung organischer Abfälle eine möglichst kostengünstige Abfallbehandlung angestrebt wird. Die einstufigen Verfahren haben im Vergleich zu den zweistufigen Verfahren

- eine geringere und ungleichmäßigere Abbauleistung,
- einen niedrigeren Methananteil im Biogas und
- eine geringere Betriebssicherheit aufgrund von Prozeßinstabilitäten, die bei der gemeinsamen Vergärung von leicht und schwer abbaubaren Abfällen auftreten können.

Die Trockenfermentationsanlagen arbeiten größtenteils mit einer Betriebstemperatur von ca. 55°C, da sich die thermophile Vergärung günstig auf den Abbau der organischen Substanz, den Substratdurchsatz, die Biogasausbeute und den Hygienisierungsgrad auswirkt (TRÖSCH und SCHMID-STAIGER 1995). Sie ist allerdings stärker anfällig gegenüber Störungen durch toxische Stoffe und führt zu geringeren Methangehalten im Biogas als die Vergärung bei mesophilen Temperaturen um 37°C (WELLINGER et al. 1993a). Die thermophile Betriebsweise führt außerdem zu einer höheren organischen Belastung des Prozeß- und Abwassers als die mesophile Vergärung (CHRIST et al. 1994).

Die Vorschaltung einer aeroben Kurzrotte hat den Vorteil, daß die starken Mengenschwankungen im jahreszeitlichen Verlauf besser ausgeglichen werden können, daß das Substrat durch mikrobielle Abbauprozesse auf bis zu 40°C erwärmt und der Vergärungsprozeß stabilisiert wird. Dies ist besonders bei der Vergärung von Abfällen mit hohen Anteilen an leicht abbaubarer Trockensubstanz in einstufigen Reaktoren wichtig, da die Säurebildung dort schneller abläuft als die säureverbrauchende Methanisierung. Der Nachteil der aeroben Vorrotte ist, daß dabei bis zu 15% der organischen Substanz verloren gehen können und diese Menge nicht mehr für die Biogasgewinnung nutzbar ist (BÜHLER 1993b).

Der mit Hilfe von Schnecken-, Band- oder Kammerfilterpressen auf einen TS-Gehalt von rd. 40% entwässerte Gärrückstand muß wegen der Geruchsemissionen in einer gekapselten Rotteeinheit einer aeroben Nachrotte unterzogen werden. Nicht aerob nachbehandelter Gärrückstand kann bereits bei einem Anteil von 5% an der Substratmischung zu Pflanzenunverträglichkeiten und signifikanten Ertragsverlusten führen (BIALA et al. 1994). Nach einer aeroben Nachbehandlung von mindestens fünf Wochen in belüfteten Kompostierungseinheiten erreicht der Gärrückstand die Qualität eines vermarktungsfähigen Fertigkomposts (BÜHLER 1994).

Ligninreiche Grünabfälle sind bei der Trockenvergärung trotz der durch sie verursachten geringeren spezifischen Energieausbeuten in gewissen Mengen erwünscht, um die Methanabfuhr und das Abpressen des Gärsubstrats vom Prozeßwasser zu verbessern (STEGMANN 1994). In nicht gerührten Trockenfermentern ist ein Strukturanteil von bis zu 20 Gew.-% vorteilhaft, weil dadurch die Entgasung und die spätere Entwässerung sowie Kompostierung erleichtert wird. Holzige Grünabfälle können zur Biogasausbeute beitragen, wenn die ligninhaltige Schutzschicht vor der Vergärung durch Zerkleinerungs- oder Mahlvorgänge verletzt worden ist (CHANDLER et al. 1980). Nach WELLINGER et al. (1993a) kann mit stark zerkleinertem Stroh (0,1-2,0 mm) eine fast doppelt so hohe Gasausbeute gewonnen werden wie mit 3 cm langen Strohhäckseln. Die höchsten Methangehalte lassen sich erzielen, wenn das Gärsubstrat eine mittlere Partikelgröße von <0,8 mm aufweist (CHYNOWETH und JERGER 1985) oder wenn leicht abbaubare Küchenabfälle und grasartige Grünabfälle behandelt werden (s. Tab. 27).

Tab. 27: Methanerträge von verschiedenen Grünabfällen und Reststoffen

	Quelle	m ³ Methan pro kg vergärbare Substanz
Gartenabfälle		
Blätter	1	0,123
Zweige	1	0,143
Gras, Blätter, Zweige	1	0,371
Gartenabfälle	2	0,05 - 0,09
Gartenabfälle	3	0,196 - 0,233
Mittelwert		0,18
Grasabfälle		
Gras	1	0,25 - 0,33
Gras	1	0,21
Bermudagrass	4	0,228
Mittelwert		0,23
Holzabfälle		
Harthölzer	5	0,22 - 0,32
Weichhölzer	5	0,01 - 0,06
Holz	5	0,014 - 0,32
Weißtanne	4	0,042
Pappelholz	4	0,29
Mittelwert		0,16
Quelle: OWENS u. CHYNOWETH 1993 (1), O'KEEFE et al. 1993 (2), WELLINGER et al. 1993a (3), TONG et al. 1990 (4), TURICK et al. 1990 (5).		

6.3.2 Behandlungskosten und Erlöse

Die spezifischen Investitionen und Betriebskosten für Trockenvergärungsanlagen werden von der Anlagengestaltung, der Abfallzusammensetzung und der Produktverwertung (Wärme, Strom, Kompost) bestimmt. Aufgrund des höheren technischen Aufwandes im Vergleich zu Kompostierungseinrichtungen sollten die Durchsatzleistungen von Vergärungsanlagen bei mindestens 5.000-10.000 t/a liegen. Der technisch-finanzielle Mehraufwand einer Vergärungsanlage wird durch die höheren Anforderungen an die Abwasseraufbereitung zum Erreichen der Vorfluterqualität, durch Investitionen zur Reinigung, d.h. zur Entfernung von Wasserdampf und Schwefel, und Verwertung des erzeugten Biogases (z.B. in einem Blockheizkraftwerk) sowie durch Sicherheitsvorkehrungen (z.B. Über- und Unterdrucksicherungen, Gasfackel) bedingt (s. Tab. 28). Eine Einspeisung des Biogases ins Erdgasnetz ist auf absehbare Zeit nicht wirtschaftlich, da die Kosten für eine Methananreicherung aufgrund des dafür notwendigen hohen Energiebedarfs über den erzielbaren Erlösen liegen (AN 1994).

Tab. 28: Technisch-ökonomische und umweltrelevante Kenngrößen von Trockenfermentationsanlagen

		Dranco	BRV	Bühler
Vorrotte/Zwischenlager	d	3 - 5	3	3 - 5
Strukturmaterial	% v. Input	5 - 20	10 - 20	20 - 40
Grobaufbereitungsdurchsatz	t/h	10	10 - 14	10
Rotteausgangsmaterial	C-/N-Verh.	18-21/1	k. A.	15-20/1
Gärsubstrat	Gew.-% TS	32 (20 - 40)	30 (25 - 35)	30 (28 - 30)
Frischwasserbedarf	m ³ /t Input	3.200	1.400	3.700
Fermenterkapazität	m ³	1230 (stehend)	620 (liegend)	630 (liegend)
Verweilzeit	d	20 - 27	20	20
Abbaugrad	Gew.-% OTS	k. A.	k. A.	40 - 50
Siebüberlauf	Gew.-%	20	2	2
Wassergehalt Gärrückstand	Gew.-%	68	65 - 75	50 - 55
Preßwasser	l/t Input	k. A.	200	180
Abwasser	l/t Input	400-600	k. A.	400-750
Biogasertrag	kg/t OTS	k. A.	410	410
Biogasausbeute	m ³ /t Input	82 - 113	90	95 - 100
Methangehalt	Vol.-%	55 (50-57)	55 (50-60)	60-65 (50-63)
Gasspeicherkapazität	m ³	50	1.800	160
Gasmotor/-generator	kW	400/400	470/430	340/320
Installierte Leistung	kW	1340 / 670	680 / 337	760 / 376
Elektr. Energiegewinn (brutto)	kWh/t	200	k. A.	170
Energieverbrauch	kWh/t	90	34	97
Elektr. Energiegewinn (netto)	kWh/t	105-157	k. A.	85-90
Wärmegewinn (brutto)	kWh/t	300	k. A.	300
Wärmegewinn (netto)	kWh/t	284-292	k. A.	220-225
Aerobe Nachrotte Fertigkomp.	d	42	21	35
Mietenbelüftung	m ³ /h	21.600	4.800	3.700
Geruchsemissionen	GE/s	2.334	1.240	350
Abluftvolumen	m ³ /h	64.000	56.000	58.000
Biofilter	m ²	640	2 Türme	460
Konfektionierungsdurchsatz	t/h	8	6	8
Personalbedarf	Anzahl Pers.	3	4	4

Quelle: SCHON 1993, SCHERER 1994, SCHLAG 1993, SCHLAG et al. 1993, ZAK 1993

Herstellerangaben zufolge bewegen sich die spezifischen, standort- und betreiberabhängigen Investitionen für Vergärungsanlagen zwischen rd. 1.000 und 1.700 DM/jato (SCHMID 1993, BÜHLER 1994). Die Trockenfermentation nach BRV liegt inklusive Aufbereitung, Nachrotte, Abluftreinigung und Blockheizkraftwerk zur Biogasnutzung bei 1.060 DM/jato (BRV 1994). Die derzeit zu veranschlagenden Verarbeitungskosten von Trockenvergärungsanlagen liegen zwischen 170 und 350 DM/t Inputmaterial (WIEMER und KERN 1994). Die spezifischen, von der Anlagengröße abhängigen Netto-Betriebskosten sind bei 5.000 t/a-Vergärungsanlagen mit ca. 280 DM/t Input höher als bei 20.000 jato-Anlagen mit 140 DM/t, können aber auch bei durchsatzstarken Anlagen bei 240 DM/t liegen (BÜHLER

1994, BERZ 1994). Die Kosten der Behandlung pflanzlicher Gartenabfälle mit C/N-Verhältnissen zwischen 30:1 und 15:1 und mit Wassergehalten zwischen 55% und 65% in ATF-Anlagen liegen zwischen 150 und 250 DM/t Input (STEGMANN 1994). Eigenen Berechnungen zufolge muß mit Behandlungskosten zwischen rd. 220 und 370 DM/t Input gerechnet werden (s. Tab. 29).

Tab. 29: Behandlungskosten von Trockenfermentationsanlagen

		Dranco	BRV	Bühler
<i>Durchsatzkapazität: 20.000 t/a</i>				
Grunderwerb	DM	350.000	350.000	350.000
Erschließung und Befestigung	DM	300.000	300.000	300.000
Baukosten	DM	2.150.000	9.400.000	2.300.000
Elektromechanische Ausstattung	DM	9.000.000	18.620.000	7.800.000
Waage	DM	400.000	150.000	150.000
Blockheizkraftwerk	DM	600.000	600.000	600.000
Biofilter	DM	370.000	370.000	370.000
Abwasserreinigungsanlage	DM	1.000.000	1.000.000	1.000.000
Spezifischer Investitionsbedarf	DM/jato	709	1.540	644
Kapitalkosten	DM/t FM	101	213	91
Verschleiß u. Reparatur	DM/a	523.000	1.149.000	466.000
Analytik, Qualitätssicherung	DM/a	64.000	64.000	64.000
Gasreinigung	DM/a	240.000	240.000	240.000
Betriebsstoffe	DM/a	20.000	20.000	20.000
Wasser-/Abwasser	DM/a	1.200.000	1.200.000	1.200.000
Reststoffentsorgung	DM/a	2.600	2.600	200.000
Verwaltung, Versicherungen	DM/a	115.000	115.000	304.000
Personal	DM/a	320.000	440.000	240.000
Jährliche Betriebskosten	DM/a	2.484.600	3.230.600	2.734.000
Spezifische Betriebskosten	DM/t FM	124	162	137
Behandlungskosten	DM/t FM	225	374	227

Quelle: BÜHLER 1994, AN 1994 u. eigene Berechnungen. Biogasgestehungskosten: 0,25-0,43 DM/kWh bei 100 m³/t

Die Erlöse der Biogasverwertung werden von der Biogausbeute und dem Methangehalt im Biogas bestimmt, die wiederum von der Verfahrenstechnik, der Zusammensetzung des Gärsubstrats und dessen Verweildauer im Fermenter abhängig sind. Bei den einstufigen Trockenvergärungsverfahren kann eine Methankonzentration von ca. 55 Vol.-% und ein Heizwert (H_u) von 5,3-6,1 kWh/Nm³ erzielt werden. Aus einer Tonne organischen Abfalls können brutto rd. 300 kWh thermische und 170-200 kWh elektrische Energie gewonnen werden. Zur Deckung des Eigenbedarfs werden 85 kWh (34-97 kWh) Strom und 50 kWh Wärme pro Tonne Input benötigt (s. Tab. 28). THYSSEN (1994) geht davon aus, daß pro Tonne Input 150-220 kWh_{el} (elektrische) und 290-400 kWh_{th} (thermische) Energie gewon-

nen werden können. Nach Abzug des Eigenbedarfs verbleibt ein Netto-Gewinn von rd. 80-140 kWh_{el} und 240-350 kWh_{th}. Durch die Einspeisung des Nettoenergiegewinns in Höhe von 85-157 kWh_{el} können über das Stromeinspeisungsgesetz, das derzeit einen Strompreis von 15,35 Pf/kWh bei der Einspeisung von Strom aus Biomasse oder anderen regenerativen Energieträgern ins öffentliche Netz garantiert, 12-17 DM/t Input Erlöst werden. Über den Wärmeverkauf (220-290 kWh_{th}/t Input) können 35-70 DM/MWh bzw. 7,70-20,30 DM/t Input erwirtschaftet werden. Die Erlöse aus dem Strom- und Wärmeverkauf, die sich zwischen 20,75 und 44,40 DM/t Input bewegen können, liegen im Mittel bei 32,60 DM/t Input und tragen damit zu keiner deutlichen Verringerung der Behandlungskosten bei.

6.3.3 Umweltrelevante Aspekte

Die Umweltbelastungen, die mit der Trockenfermentation verbunden sind, werden verursacht durch:

- den Flächenverbrauch,
- die Abwassermenge und deren organische Belastung,
- die Geruchsemissionen und
- die Luftschadstoffe aus der Biogasverwertung.

Der Flächenverbrauch für die Anlieferung, Aufbereitung, Zwischenlagerung und Behandlung der Gärsubstrate ist wegen der hohen spezifischen Abbauleistungen pro Zeiteinheit mit durchschnittlich 0,18 m²/jato deutlich geringer als bei den meisten Kompostierungsverfahren. Der Vorteil beim Flächenverbrauch ist auch dann noch gegeben, wenn der Flächenbedarf für Nachrotte-, Kompostlager- und Abluftreinigungseinrichtungen berücksichtigt wird, wodurch sich der gesamte Flächenbedarf auf 0,33 m²/jato erhöht. Trotz des vergleichsweise geringen Flächenbedarfs kann die Standortfindung schwierig sein, da Vergärungsanlagen in Industrie- oder Gewerbegebieten liegen sollten, damit die bei der energetischen Biogasnutzung anfallende Wärme verwertet werden kann.

Ein erhebliches Umweltproblem der Vergärungsanlage stellt ihr vergleichsweise hohes Aufkommen an organisch stark belastetem Abwasser dar. Ein Teil des überschüssigen Prozeßwassers kann in den Fermentationskreislauf zurückgeführt und zur Einstellung des gewünschten TS-Gehalts im Gärsubstrat verwendet werden, da bislang keine nachteiligen Effekte aufgrund einer Anreicherung von Salzen oder anorganischen Problemstoffen bekannt sind. Bei der Trockenvergärung fallen je Tonne FM 180-230 l überschüssiges Wasser an (OETJE-DEHNE 1991). Das vom Gärrückstand abgepreßte Prozeßwasser hat einen TS-

Gehalt von 15-22% und muß, da es mit schwer abbaubaren organischen Verbindungen (1,25-5 g CSB/l) befrachtet ist, vor der Einspeisung ins Abwassersystem gereinigt werden (WELLINGER et al. 1993b, WIEMER und KERN 1994). Das Überschußwasser besitzt hohe CSB- und BSB₅-Frachten sowie Ammonium-, Phosphat- und Sulfatanteile. Dem BSB₅/CSB-Verhältnis des Gärüberschußwassers (0,05-2) zufolge dürfte es sich um schwer abbaubare organische Verbindungen handeln.

Die Vergärung setzt im Vergleich zur Kompostierung eine geringere Geruchsfracht frei, da die in geschlossenen Reaktoren gebildeten Geruchsstoffe mit dem Biogas erfaßt und durch die thermische Nutzung zerstört werden. Geruchsrelevante Emissionen, die bei der Anlieferung, Vorbehandlung und Zwischenlagerung des Gärsubstrates sowie bei der Biogas- und Abwasserreinigung auftreten können, machen eine Kapselung des Anlieferungsbereiches und der Nachrotte sowie die Abluftreinigung mit Biofiltern oder Biowäschern erforderlich. Der technische und finanzielle Aufwand zur Abluffterfassung und -reinigung ist bescheidener als bei der Kompostierung, da bei gleichen Luftwechselraten ein deutlich geringerer Abluftstrom zu behandeln ist. Die Geruchsfracht einer Vergärungsanlage von 20.000 t/ja ist mit 900-1.200 GE/s halb so hoch wie die vergleichbarer Kompostierungsanlagen, deren Geruchslast zwischen 2.300 und 2.500 GE/s liegt. Die Geruchsstoffkonzentration im Biogas ist wegen des beim anaeroben Abbau entstehenden Schwefelwasserstoffes mit über 50.000 GE/m³ allerdings besonders hoch (OETJEN-DEHNE und KALVELAGE 1993).

Die Emissionen aus der Biogasnutzung müssen die Kleinf Feuerungsverordnung (1. BIm-SchV) oder die TA-Luft von 1986 einhalten. Mit Gasgeneratoren betriebene Blockheizkraftwerke ab einer Feuerungsleistung von 1 MW sind genehmigungspflichtig und dürfen gemäß der TA-Luft nicht mehr als 500 mg/Nm³ NO_x und 650 mg/Nm³ CO (bei 5 Vol.-% O₂) emittieren. Das Vergärungsgas enthält ein Prozent Feuchtigkeit, Stickstoff (0,5 mg/m³), Schwefelwasserstoff (12 mg/m³) Chlor und Fluor (0,5 mg/m³) und Ammoniak (0,05%). Bei der Verbrennung von Biogas, das pro m³ 0,1-2,9% Stickstoff und 0,2-1,1 mg Chlorid enthält, werden 0,26 kg NO_x und 0,17 kg SO₂ pro Tonne Bioabfall freigesetzt.

Während der Nachrotte des Gärrückstandes werden das C/N-Verhältnis und der Organikgehalt kleiner, während die Konzentration und Verfügbarkeit der Nährstoffe ansteigen (BIALA et al. 1994). Diesem Trend kann durch die Zufuhr kohlenstoffreicher Strukturmaterialien entgegengesteuert werden. Dadurch wird außerdem die Sauerstoffversorgung und Hygienisierungsleistung verbessert und die Schwermetallkonzentration verdünnt. Der Gärrückstand besitzt einen hohen Anteil an Ammoniumstickstoff und kann während der Nachrotte bei hohen pH-Werten und Nachrottetemperaturen größere Mengen an Ammonium emittieren. Die Stickstoffverluste über die Ammoniakabgasung können bis zu 0,2% bezogen

auf den im Gärrückstand enthaltenen Stickstoff (TS) ausmachen. Während der Nachrotte können im Gärrückstand verbliebene Anteile des im Fermenter zuvor gebildeten Methans ungenutzt abgasen. Die Hygienisierungsleistung der thermophilen Verfahren ist wegen der höheren Temperaturen von ca. 55°C besser als die von mesophilen Verfahren, kann aber auch keine 100%ige Entkeimung gewährleisten.

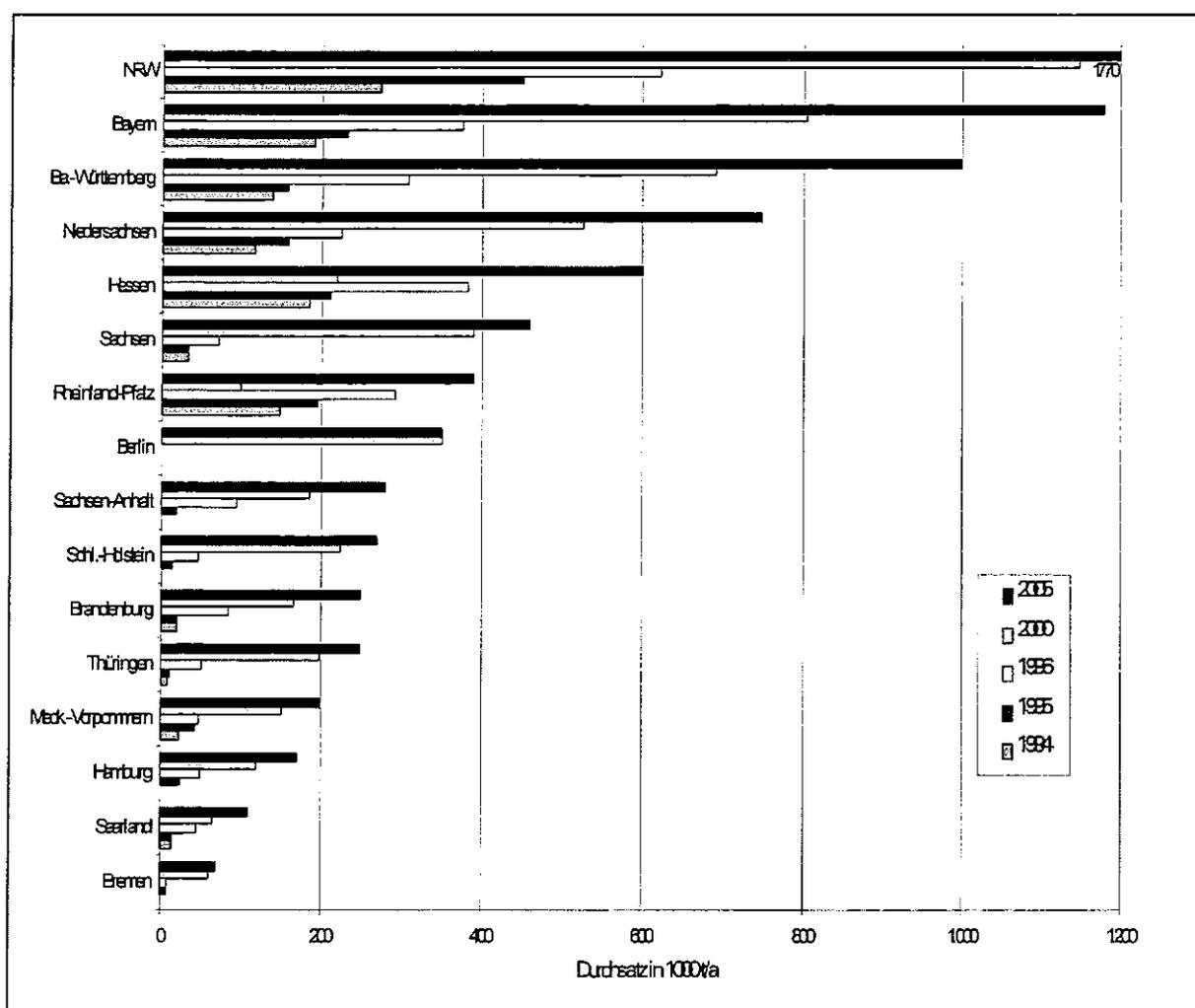
6.4 Absatz- und Erlöschancen für Kompost

Die Beurteilung, ob die stoffliche Behandlung organischer Abfälle unter Berücksichtigung der ökologischen Effekte einer thermischen Nutzung vorzuziehen ist, hängt davon ab, welchen Wert die erzeugten Bio- und Grünabfallkomposte besitzen und in welchen Bereichen und zu welchen Konditionen sie untergebracht werden können. Die gewichtsbezogene Kompostmenge, die durch die Substitution von Torfsubstraten und Bodenverbesserungsmitteln abgesetzt werden kann, ist vom Volumengewicht und Organikgehalt der Komposte abhängig. Kompost (500-800 kg/m³, 20-40% OTS) hat ein deutlich höheres Volumengewicht bei gleichzeitig geringerem Organikgehalt als Torf (350-400 kg/m³, 85-95% OTS).

Der Wert von Kompost als Bodenverbesserungsmittel oder Substrat wird von seiner Qualität, d.h. seinem Organik-, Nährstoff- und Salzgehalt sowie seiner Belastung mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen bestimmt. Die derzeit noch bestehenden Qualitätsunterschiede zwischen Bio- und Pflanzenabfallkomposten (s. Kapitel 8) dürften zunehmend verschwinden, da moderne Kompostierungsanlagen Bio- und Grünabfälle gemeinsam verarbeiten. Die Anlagen, die Bio- und Grünabfälle behandeln, stellen mit bundesweit rd. 800.000 jato heute schon den größten Teil der Verarbeitungskapazitäten (KEHRES 1995). Die Absatzpotentiale und Erlöschancen für Kompost werden darüber hinaus von der jährlich erzeugten Kompostmenge, der Akzeptanz der Anwender und der Wettbewerbsfähigkeit gegenüber konkurrierenden Produkten beeinflusst. Der rasche Anstieg der Produktionskapazitäten und der damit verbundene Konkurrenzkampf um die bestehenden Einsatzmöglichkeiten dürften zu sinkenden Absatz- und Erlöschancen führen. Allein in den Anlagen der privaten Entsorgungswirtschaft wurden 1992 fast eine Million Tonnen Bio- und Grünabfälle zu rd. 508.000 t FM Kompost umgesetzt (KEHRES 1995). Der Neubau von Kompostierungskapazitäten wird in den nächsten Jahren zu einer weiteren Ausdehnung der Kompostproduktion auf 1,7-2 Mio. t FM führen. Erhebungen zufolge werden in den 385 kommunalen und privaten Kompostierungsanlagen in Deutschland gegenwärtig ca. 4,1 Mio. t Bio- und Grünabfälle pro Jahr verarbeitet (BGK 1996).

Die Abschätzung des Kompostaufkommens ist auch bei bekannten Abfallmengen schwierig, da die Kompostmenge von verschiedenen Faktoren, wie z.B. dem TS- und Organikgehalt der Bio- und Grünabfälle, der Rottedauer, der Abbaurrate sowie der Menge an Siebüberlauf, abhängig ist. In Baden-Württemberg umfaßt die gegenwärtig produzierte Kompostmenge, ausgehend von den bestehenden Bio- und Grünabfallkapazitäten von rd. 268.000 t/a (BGK 1996) und einer rottebedingten Gewichtsreduktion um 50%, rd. 134.000 t FM Kompost. Das Kompostaufkommen könnte auf rd. 549.000 t TS anwachsen, wenn die erfaßbare Menge von 179 kg FM/(EW·a) behandelt würde (s. Tab. 9) bzw. auf 1,24 Mio. t TS, wenn die insgesamt anfallende Menge von 403 kg FM/(EW·a) kompostiert würde. Diese Abschätzungen werden durch Angaben von Büker et al (1994) über die Entwicklung der Kompostierung in Baden-Württemberg gestützt, denen zufolge bis 2005 eine Ausdehnung der Behandlungskapazitäten auf rd. 1 Mio. t Bio- und Grünabfälle geplant ist (s. Abb. 18).

Abb. 18: Gegenwärtige und zukünftige Kompostierungskapazitäten in den einzelnen Bundesländern



Die Kompostverwertung kann angesichts der nur langsam zuwachsenden Absatzchancen für Kompost nicht als gesichert angesehen werden, obwohl bei der Zulassung neuer Kompostwerke Nachweise über ein Kompostabsatzkonzept und die beabsichtigte Vertriebsstruktur vorzulegen sind (TASI 1993). Angaben über die zukünftig absetzbaren Kompostmengen und erzielbaren Erlösspannen sind schwierig zu erheben und kaum verallgemeinerbar, da die Absatz- und Erlöspotentiale von der regional erzeugten Kompostmenge und -qualität, dem anwendungsspezifischen Qualitätsanforderungsprofil und der Akzeptanz und Zahlungsbereitschaft der Anwender abhängen. Dennoch werden nachfolgend Abschätzungen zu den Einsatz- und Erlöschancen für Kompost im Erwerbs- und Hobbygartenbau (Substitution von Torf) sowie bei der Bodenmelioration und Rekultivierung devastierter Flächen gemacht und der Kompostwert bei dessen Anwendung als organikreicher Nährstoffdünger in der Landwirtschaft abgeschätzt.

6.4.1 Substitution von Torf

Der gegenwärtig wichtigste Torfabnehmer ist der Produktions- und Erwerbsgartenbau mit einem bundesweiten Verbrauch von 7,2 Mio. m³ pro Jahr (ZIT 1994). Der Torfeinsatz im Hobbygartenbau ist von 6,8 Mio. m³ (1982) auf gegenwärtig 2,5 Mio. m³/a zurückgegangen. Weitere 2 Mio. m³ der pro Jahr in Deutschland insgesamt verbrauchten 12 Mio. m³ Hochmoortorfe gehen in medizinische und umwelttechnische Anwendungsbereiche.

Hochmoortorf hat im Vergleich zu Kompost einen höheren Organikgehalt, geringere Konzentrationen an Stickstoff, Phosphat, Kalium und Magnesium sowie einen niedrigeren Salzgehalt und pH-Wert (s. Tab. 30). Torf kann das 8- bis 12fache seines Trockengewichts an Wasser aufnehmen und enthält nahezu keine Unkrautsamen und Krankheitserreger, da die Torfgewinnung auf großen zusammenhängenden Flächen stattfindet. Torf stellt angesichts der genannten Eigenschaften ein ideales Ausgangsmaterial zur Herstellung von Substraten für sehr unterschiedliche Anwendungsbereiche dar, das nur begrenzt durch Kompost substituiert werden kann. Die Torfsubstitution ist insbesondere bei höheren Gehalten an Chlorid- und Sulfationen sowie Alkali- und Erdalkalimetallen im Kompost kritisch, da diese die Nährstoffaufnahme der Pflanzen behindern können (HAUKE et al. 1994). Bioabfallkomposte, deren Salzgehalte zwischen 1,9 und 5,6 g KCl/kg FM liegen, werden vor allem in Mischungen mit Torf oder anderen salzarmen Pflanzsubstraten eingesetzt, da ab 2 g KCl/kg Substrat bei salzemfindlichen Kulturpflanzen Wachstums- und Ertragsdepressionen auftreten können (FRICKE et al. 1990).

Tab. 30: Vergleich der Eigenschaften von Hochmoortorf und Bioabfallkompost

Parameter	Einheit	Hochmoortorf (stark zersetzt)	Bio-/Grünabfall- kompost
Trockensubstanz	% i.d.FM	k.A.	55-70
Organische Substanz	% i.d.TS	94-99 (ab 85)	20-40
Glührückstand	% i.d.TS	1-6 (bis 15)	k.A.
Volumengewicht	g/l FM	350-400	500-800
Rohdichte, trocken	g/l	120-250	300-480
Porenanteil	Vol.-%	85-93	k.A.
Wasserkapazität	Vol.-%	60-87	45-65
Luftkapazität	Vol.-%	6-33	k.A.
Humositätsgrad	H	7-10	k.A.
pH-Wert	(CaCl ₂)	3-4 (bis 6)	7-8
N (gesamt)	% i.d.TS	0,02-0,03	0,5-1,8
P ₂ O ₅	% i.d.TS	0,01-0,02	0,4-1,0
K ₂ O	% i.d.TS	0,01-0,02	0,6-1,8
MgO	% i.d.TS	0,03-0,05	0,7-3,0
CaO	% i.d.TS	k.A.	3,0-12,0
Salzgehalt	g KCl/l	<0,15	1,0-8,0

Quelle: FALKENBERG 1994, KLA SMANN-DEILMANN 1994, BGK 1994

Die im Erwerbsgartenbau zur industriellen Produktion von Kulturpflanzen eingesetzten Torfsubstrate können aufgrund ihrer Homogenität und ihrer geringen Nährstoffgehalte mit Hilfe computergesteuerter Bewässerungs- und Düngungsprogramme auf die Bedürfnisse der zu kultivierenden Pflanzen eingestellt werden. Vor allem bei der Jungpflanzenanzucht ist wegen der auf standardisierte Substrate abgestimmten, technischen Produktionsverfahren nicht damit zu rechnen, daß ein schneller Wechsel auf andere Kultursubstrate als den bislang eingesetzten Torfprodukten erfolgen wird. Der Trend zu Anzuchtssystemen mit immer kleineren Substratmengen pro Pflanze stellt immer höhere Anforderungen an die Substratqualität. Der Gefahr von Produktionsausfällen und wirtschaftlichen Einbußen stehen vergleichsweise geringe Kostenvorteile der Torfsubstitution durch Kompost von 3-4% der Produktionskosten gegenüber (GÜNTHER 1994). Das doppelt so hohe Volumengewicht von Kompost im Vergleich zu Torf und die damit verbundenen höheren Transportkosten zehren diese Einsparungen bei größeren Vertriebsdistanzen rasch wieder auf. Dies gilt vor allem für die Substitution von Torfprodukten, die nach Spanien oder Nordafrika exportiert werden und ca. 40% der gesamten Produkterzeugung ausmachen.

Der Torfersatz durch Kompost ist bei der Produktion von Gemüse und Zierpflanzen im Freiland, in Baumschulen und im Hobbygartenbau wegen der geringeren Qualitätsanforderungen einfacher durchführbar als im Erwerbsgartenbau. Im Hobbygartenbau werden bundesweit ca. 2 Mio. m³ Blumenerde pro Jahr zur Befüllung von Balkonkästen, zum Umtop-

fen von Zimmerpflanzen und zur Anzucht von Gemüsejungpflanzen verbraucht (HAUKE et al. 1994). Viele der eingesetzten Substrate stellen geringe Ansprüche an die Strukturstabilität, da die Standzeit von Balkon- und Zimmerpflanzen nur einige Monate beträgt.

Der Bundesverband für Torf- und Humuswirtschaft schätzt, daß der Einsatz von derzeit rd. 100.000 m³ bzw. 70.000 t FM Kompost bei der Erden- und Substratherstellung um jährlich 8% gesteigert werden kann und mittelfristig einen Umfang von rd. 112.000-140.000 t FM Kompost erreichen dürfte (FALKENBERG 1994). Langfristig könnten möglicherweise bis zu 15% der torfbasierenden Substrat- und Erdenprodukte im Produktions- und Erwerbsgartenbau substituiert und rund eine Million Tonnen Kompost eingesetzt werden (MEIERSTOLLE 1994). STÖPPLER-ZIMMER und HAUKE (1994) gehen davon aus, daß im Hobbygartenbereich 25-55% der Blumenerden und gärtnerischen Substrate sowie rd. 50% der Bodenverbesserungsmittel langfristig durch 1,32 Mio. t FM Kompost substituiert werden könnten. Voraussetzung hierfür ist allerdings, daß standardisierte Kompostqualitäten und anwendungsspezifische Kompostprodukte verfügbar sind. In Baden-Württemberg dürfte sich die vermarktbare Kompostmenge, abgeleitet von einem kurz- bis mittelfristigen bundesweiten Komposteinsatzpotential von 1,6 kg FM/(EW·a) und einem langfristigen Absatzumfang von 28,6 kg FM/(EW·a), zwischen 15.750 t FM/a und 290.000 t FM/a bewegen. Angaben zum Kompostabsatz auf Stadt- und Landkreisebene sind ohne Kenntnisse der regionalen Gegebenheiten nicht möglich, da die absetzbare Kompostmenge von der Lage der Kompostierungsanlage und der Entfernung zum nächstgelegenen kompostverarbeitenden Humus- und Erdenwerk sowie von dessen Produktpalette, Produktionskapazitäten und Vertriebsstrukturen abhängig ist.

6.4.2 Bodenmelioration und Rekultivierung devastierter Flächen

Die Unterbringung von Kompost im Garten- und Landschaftsbau ist einfacher als im Erwerbs- und Hobbygartenbau, da der Bedarf an Bodenverbesserungsmitteln groß und gleichzeitig die Qualitätsanforderungen niedrig sind. Zur Bodenmelioration werden große Mengen Oberboden, Rindenmulch- und Rindenkompostprodukte, aber auch einige Torfprodukte eingesetzt, die mit Kompost angereichert oder teilweise durch Kompostprodukte ersetzt werden könnten (RIESS und KNOCH 1995). Das flächenspezifische Einsatzpotential für Kompost kann sich, je nach Standortbedingungen und Anwendungsaanforderungen, innerhalb weiter Spannen bewegen. Bei der Neuanlage von Sport- und Golfplätzen sowie bei der Anlage von Rasenflächen und Staudenpflanzungen können zwischen 60 und 300 t TS Kompost pro Hektar untergebracht werden (s. Tab. 31).

Tab. 31: Einsatzgebiete und anwendbare Kompostmengen im Garten- und Landschaftsbau

Einsatzgebiet	Anwendungshäufigkeit	Kompostmenge (t TS/ha)
Baumkulturen, Bodenverbesserung	einmalig	48-60
Neuanlage öffentlicher Grün- und Parkanlagen	einmalig	bis 60
Neuanlage von Grünflächen im Siedlungs- und Straßenbau	einmalig	bis 300
Rekultivierung von Rohböden, Halden, Deponien	einmalig	60-180
Baumkulturen, Freilandanwendungen	alle zwei Jahre	18-24
Pflege von Bodenmeliorationen	alle zwei Jahre	12-18

Quelle: PERSCHL und VONHEIDEN 1994

Die bei der Neuanlage oder bei der Pflege von Grünflächen absetzbare Kompostmenge ist von der Konjunktur der Bauwirtschaft und den Vergabebedingungen bei der Ausschreibung öffentlicher Grünarbeiten abhängig. Abschätzungen von MEIER-STOLLE (1994) zufolge könnten 31-63% des derzeitigen Verbrauchs an Substraten und Bodenverbesserungsmitteln (2,4 Mio. t/a) durch Kompost substituiert werden, sofern anwendungsspezifische Dünger-, Substrat- und Mulchkomposte angeboten würden. In Baden-Württemberg dürfte das landschaftsgartenbauliche Absatzpotential für Kompost, abgeleitet über den potentiellen mittleren Pro-Kopf-Einsatz in Deutschland, mittel- bis langfristig zwischen rd. 94.000 t FM und 188.000 t FM pro Jahr liegen.

Sehr große Mengen an Kompost können bei der Rekultivierung von Tagebaufolgeflächen, Manövergebieten, Abraumhalden und Deponien eingesetzt werden. Durch die Abdeckung von Deponien oder Halden aus der Uran- und Kaliumaufbereitung können die schadstoffbelasteten und salzhaltigen Flächen vor äußeren Einflüssen abgeschirmt, Atmosphäre und Grundwasser vor Verwehungen oder Schadstoffeinträgen geschützt und die Wachstumsbedingungen verbessert werden. Die TA Siedlungsabfall fordert deshalb auch, daß nach Verfüllung des Deponiekörpers eine für Begrünungszwecke geeignete, mindestens ein Meter dicke Rekultivierungsschicht aufgebracht wird, damit dieser vor Niederschlagseinträgen und Wind- oder Wassererosion geschützt ist. Anzustreben ist eine ein bis drei Meter hohe Substratdecke, da hierdurch der Niederschlag besser aufgefangen und über die Begrünung verdunstet werden kann.

Der Braunkohlenabbau in den Rheinischen, Mitteldeutschen und Lausitzer Braunkohlenrevieren hat eine Fläche von ca. 150.000 ha zerstört, die inzwischen zur Hälfte wieder rekultiviert wurde. Die rekultivierte Fläche wird größtenteils für forst- (52%) oder landwirtschaftliche (31%) Produktionszwecke genutzt (ABO-RADY u. MEYER-STEINBRENNER

1994). Von der aktuellen Betriebsfläche (70.000 ha) sollen nach Ablauf der Nutzung 60% durch die Aufbringung einer Substratschicht wieder nutzbar gemacht werden. Den Rekultivierungsplänen für die Braunkohlenabbauflächen in der Lausitz und im Mitteldeutschen Revier zufolge wird auch zukünftig eine forst- und landwirtschaftliche Flächennutzung angestrebt. In den Bundesländern mit Braunkohlenrekultivierungsflächen müßten wegen der geplanten flächendeckenden Einführung der Bioabfallkompostierung ausreichend Kompostmengen zur Verfügung stehen, um den Kompostbedarf aus eigener Quelle decken zu können. Die Absatzmöglichkeiten für Komposte aus Baden-Württemberg dürften auch angesichts der großen Transportentfernungen zu den Braunkohlentagebaustätten auf die Rekultivierung kommunaler Deponieflächen begrenzt bleiben.

Der Kompostabsatz zu Rekultivierungszwecken hat im Bundesdurchschnitt einen Anteil von derzeit rd. 15% an der Jahresproduktion (KEHRES 1993b). Daraus läßt sich für Baden-Württemberg ein Kompostbedarf für Wiederbegrünungsarbeiten von 9.500 t FM/a ableiten. Diese Menge dürfte sich durch die Kompostnachfrage zur Rekultivierung der 65 Hausmülldeponien in Baden-Württemberg erhöhen. Ausgehend von einer über alle Deponien gemittelten Restlaufzeit von 10 Jahren, einer unterstellten Rekultivierungsfläche von 2 ha pro Deponie und einer drei Meter dicken Substratschicht mit einem Kompostanteil von 33% könnten schätzungsweise 91.000 t FM Kompost pro Jahr zusätzlich untergebracht werden.

Die Menge an Kompost, die in Baden-Württemberg im Erwerbs- und Hobbygartenbau, im Garten- und Landschaftsbau sowie bei der Rekultivierung von Hausmülldeponien untergebracht werden kann, bewegt sich zwischen 119.000 t FM/a (kurz-/mittelfristig) und 569.000 t FM/a (langfristig). Der Komposteinsatz im Garten- und Landschaftsbau und bei Rekultivierungsmaßnahmen unterliegt gegenwärtig weder einer Mengen-, noch einer Schad- oder Nährstoffbegrenzung. Im Kompostierungserlaß Baden-Württemberg wird betont, daß Komposte, deren Schadstoffgehalte die Orientierungswerte überschreiten, zur Deponierekultivierung und im Garten- und Landschaftsbau eingesetzt werden können (KOMPOSTIERUNGSERLASS 1994). Die Begrenzungen beim Schadstoffgehalt von Komposten, die zur Vorbereitung einer landwirtschaftlichen Nutzung aufgebracht werden, können durch deren Mischung mit Oberböden und Sanden umgangen werden, da Bodenverbesserungsmittel bislang keiner Reglementierung unterliegen. Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, daß zukünftig die landbauliche Verwertung von Siedlungsabfällen in Abhängigkeit vom Schad- und Nährstoffgehalt eingeschränkt wird. In Nordrhein-Westfalen existieren bereits Regelungen über den zulässigen Klärschlammanteil (max. 25%) und Stickstoffgehalt (max. 0,12%) in Substraten zur Bodenmelioration (PÜSCHEL et al. 1995).

6.4.3 Landwirtschaftliche Kompostverwertung

Die Bereitschaft der Landwirte zur Kompostverwertung hängt davon ab, welcher pflanzenbauliche oder betriebswirtschaftliche Nutzen oder Schaden ihnen daraus erwächst. Ein pflanzenbaulicher und damit auch betriebswirtschaftlicher Vorteil ist dann gegeben, wenn die positiven Effekte der Düngewirkung und Bodenverbesserung größer sind als die Nachteile der Bodenbelastung durch den Schadstoffeintrag oder wenn die im Kompost enthaltenen, pflanzenverfügbaren Nährstoffe deutlich preiswerter sind als die mineralischen Nährstoffe. Darüber hinaus können geldwerte Vorteile auch aus den Zuzahlungen erwachsen, die der Landwirt für die Kompostunterbringung auf seinen Ackerflächen erhält.

Der Nährstoffwert von Kompost, der sich zusammensetzt aus seinem Gehalt an Stickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium, Kalzium ist großen Schwankungen unterworfen, da er von der Zusammensetzung der Rotteausgangsmaterialien sowie dem Behandlungsverfahren bestimmt wird. Die Stickstoffgehalte in Komposten bewegen sich von 0,4-2,8% i.d.TS, wobei der überwiegende Teil der Bio- und Grünabfallkomposte 0,8-1,5% N i.d.TS aufweist (LAGA 1995). Im Durchschnitt liegt der N-Gehalt von Bioabfallkomposten mit 1,2 % i.d.TS höher als bei Pflanzenabfallkomposten mit 0,87% N i.d.TS (s. Tab. 32). Der Unterschied ist auf den höheren Anteil an stickstoffarmen Grünabfällen und möglicherweise auf Auswaschungsverluste bei nicht überdachter Pflanzenabfallkompostierung zurückzuführen. Die niedrigeren N-Gehalte in Komposten aus Gärrückständen lassen sich damit erklären, daß ein Teil der Stickstoffverbindungen mit dem Prozeßwasser und dem Biogas abgezogen wird oder bei der Nachrotte als Ammoniak entweicht.

Der pflanzenverfügbare Stickstoffanteil kann, bezogen auf den Gesamtgehalt an Stickstoff, im Jahr der Ausbringung zwischen 2,5-6,5% bei Getreide und 15-25% bei verschiedenen anderen Ackerkulturen schwanken (WILDHAGEN et al. 1987, FRICKE et al 1990). Im Mittel kann davon ausgegangen werden, daß im ersten Jahr zwischen 10% und 15% des Stickstoffgehalts pflanzenverfügbar sind und daß sich dieser Anteil in den darauffolgenden drei bis fünf Jahren auf 40% erhöht (FRICKE 1988). Die Mineralisationsrate sinkt danach auf einen standort- und bodenartspezifischen Wert ab, so daß auf fruchtbaren Ackerböden keine zusätzlichen Stickstoffgutschriften für mittel- bis langfristige ertragsfördernde Leistungen veranschlagt werden können (DIEZ und WEIGELT 1980). Bei konstanter Kompostausbringung wird nach einigen Jahrzehnten eine stabile, bodenspezifische Stickstofffreisetzungsrates erreicht (HÜLSENBERGEN et al. 1992).

Tab. 32: Nährstoffgehalte von Komposten

	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
	<i>in % der TS</i>				
	Holzhäcksel				
KLUGE 1994	1,02	0,30	0,73	0,58	-
	Grünhäcksel				
"	1,52	0,51	1,76	0,08	-
	Pflanzenabfallkompost				
FISCHER u. JAUCH 1988	0,41-2,76	0,24-1,79	0,18-2,2	0,18-3,85	0,5-16,0
"	1,04	0,53	0,79	1,19	6,22
FISCHER 1991	0,66-0,98	0,28-0,46	0,22-0,66	1,57-2,8	6,5-12,3
"	0,82	0,36	0,42	2,06	9,20
KEHRES 1990	0,59-1,14	0,37-0,58	0,59-1,15	0,29-1,81	1,61-5,25
"	0,89	0,47	0,81	0,59	3,52
WIEGEL 1992	0,66-0,98	0,28-0,46	0,22-0,66	1,57-2,8	6,5-12,3
"	0,82	0,36	0,42	2,06	9,20
FRICKE et al. 1992a	0,79	0,41	0,77	0,63	3,00
Mittelwert	0,87	0,43	0,64	1,31	6,23
	Bioabfallkompost				
SELLE et al. 1988	1,24	0,70	1,07	0,60	2,74
KEHRES 1992	0,5 - 2,0	0,3 - 1,0	0,5 - 2,0	-	-
"	1,00	0,80	1,20	0,69	7,21
STADT GÖTTINGEN 1988	0,9-1,6	0,4-0,9	1,16-3,86	0,27-0,93	2,6-7,7
"	1,12	0,65	2,00	0,57	4,80
FRICKE u. NIESSEN 1990	0,8-1,7	0,6-1,2	0,8-1,7	1,0-2,0	3,5-7,7
"	1,20	0,80	1,50	1,30	5,60
FRICKE et al. 1992a	0,88-1,47	0,38-0,8	0,63-1,37	0,38-1,09	2,14-5,5
"	1,15	0,62	1,01	0,80	3,95
KEHRES 1990	1,27-1,4	0,77-0,87	0,84-1,46	0,51-1,24	3,4-5,09
"	1,32	0,83	1,20	0,82	4,24
OEHMICHEN et al. 1995	1,50	0,24	1,14	0,41	4,40
KEHRES 1993b	1,00	0,80	1,20	0,69	7,21
BGK 1994	1,78	1,08	1,09	0,65	4,38
JAGER 1991	1,07	0,32	0,78	0,58	2,40
SELLE et al. 1988	1,24	0,70	1,07	0,60	2,74
LUFHA HAMELN 1994	1,16	0,78	1,44	1,31	5,41
STADT MANNHEIM 1993	1,54	0,79	1,49	0,68	5,30
GÜNTHER 1994	0,5-1,8	0,2-1,0	0,5-1,8	0,7-3,0	3,0-12,8
"	1,10	0,60	1,10	2,00	8,00
REINDERS et al. 1994	0,92-1,72	1,04-2,41	4,52-13,6	0,31-0,45	2,18-3,63
"	1,29	1,85	8,81	0,39	3,63
RIESS et al. 1990	0,26-1,99	0,23-5,3	0,43-4,14	0,37-2,57	0,52-17,3
RIESS 1990	1,31	0,83	2,36	0,73	1,76
Mittelwert	1,21	0,82	1,90	0,86	4,72
	Fermentationskompost				
BIALA et al. 1994*	0,66	0,47	0,72	0,93	4,30
BIALA et al. 1994**	0,39	0,55	0,76	1,63	7,72
BIALA et al. 1994***	0,95	0,56	0,78	1,61	7,83
Mittelwert	0,67	0,55	0,77	1,62	7,78

*ohne Nachrotte des Gärückstandes, **mit Nachrotte des Gärückstandes, ***mit gesteuerter Nachrotte des Gärückstandes

Die mittleren Phosphatgehalte von Bio- und Grünabfallkomposten liegen zwischen 0,4% und 1,0% P_2O_5 i.d.TS (LAGA 1995). Die Bioabfallkomposte besitzen mit 0,82% P_2O_5 i.d.TS beinahe doppelt so hohe Phosphatgehalte wie die Pflanzenabfallkomposte mit 0,43% P_2O_5 i.d.TS (s. Tab. 32). Der pflanzenverfügbare Phosphatanteil zum Zeitpunkt der Anwendung bewegt sich beim Bio- und Pflanzenabfallkompost zwischen 30% und 40% (KEHRES 1990). Unter Einbeziehung der Folgejahre kann bei Phosphat von einer Nährstoffwirksamkeit von 80-100% ausgegangen werden.

Der Kaliumgehalt von Komposten, der sich zwischen 0,6% und 1,5% K_2O i.d.TS bewegt (LAGA 1995), kann bei Bioabfallkomposten mit 1,9% K_2O oberhalb und bei Pflanzenabfallkomposten mit 0,64% K_2O am unteren Ende dieser Spanne liegen (s. Tab. 32). Der pflanzenverfügbare Kaliumanteil im Anwendungsjahr ist mit 83% beim Bioabfallkompost und 72% beim Pflanzenabfallkompost verglichen mit Stickstoff und Phosphat sehr hoch (KEHRES 1990). In den darauffolgenden Jahren erhöht sich der auf die Düngung anrechenbare Kaliumanteil auf 100% vom Gesamtgehalt. Bio- und Pflanzenabfallkomposte enthalten sehr hohe CaO-Anteile von durchschnittlich 4,7% bzw. 6,2% und MgO-Anteile von 0,86% bzw. 1,3% i.d.TS (s. Tab. 32). Der Gesamtgehalt an basisch wirksamen Oxid-, Oxidhydrat- und Carbonatverbindungen, die eine Abpufferung der Bodensäuren und dadurch bessere Mineralisationsbedingungen für organisch gebundene Nährstoffe bewirken, liegt bei Bioabfallkomposten bei 8,2% CaO i.d.TS (KEHRES 1990).

Der durchschnittlich anrechenbare Nährstoffwert von Kompost bewegt sich, abgeleitet über die mittleren Nährstoffgehalte (s. Tab. 32) und den Einsparungen an Mineraldüngerkosten (1,18 DM/kg N, 1,0 DM/kg P_2O_5 , 0,62 DM/kg K_2O , 0,93 DM/kg MgO und 0,125 DM/kg CaO) zwischen 38,50 DM/kg TS bei Pflanzenabfallkomposten und rd. 48 DM/kg TS bei Bioabfallkomposten (s. Abb. 19). Werden dagegen nur die im ersten Jahr nach der Ausbringung pflanzenverfügbaren Nährstoffgehalte von 15% bei Stickstoff, 37% bei Phosphat, 72% bei Kalium und 90% bei Magnesium und Kalzium angesetzt, so ergibt sich daraus ein Düngerwert, der zwischen 24 DM/kg TS bei Pflanzenabfallkomposten und 29,50 DM/kg TS bei Gärkomposten liegt.

Die pflanzenbauliche Wirkung von Kompost ist komplexer Natur und weitreichender als die Summe der Nährstoffgehalte. Der positive Einfluß langjähriger Kompostgaben über die Verbesserung der Bodenstruktur, die Regulation des pH-Wertes, die Förderung der Bodendurchlüftung und der mikrobiellen Aktivität sowie die Verbesserung des Wasserhaltevermögens und der Austauschkapazitäten ist vielfach beschrieben worden (DIEZ und WEIGELT 1980, FRANKEN und HURTMANN 1985, BOGUSLAWSKI 1988, MARTINS und KOWALD 1988).

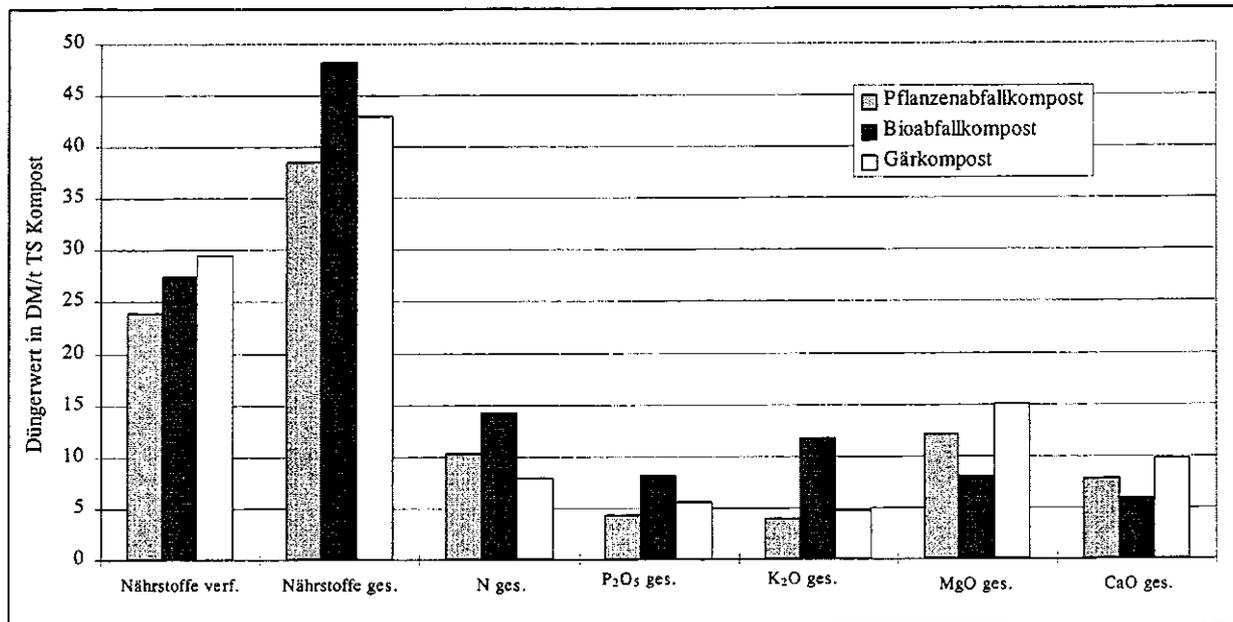


Abb. 19: Wert der gesamten und pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Kompost

Der Anteil an organischer Substanz, der von der Zusammensetzung der Kompostausgangsmaterialien, der Rottezeit und den Abbaubedingungen bestimmt wird, und zwischen 14% und 63% schwanken kann, liegt im Durchschnitt bei 36% i.d.TS (KEHRES 1990). Pflanzenabfallkomposte können organische Substanzgehalte von 30-40% besitzen, während gut durchgereifte Gartenkomposte im Durchschnitt nur 20-30% aufweisen. Da die Eigenkompostierung solange betrieben wird, bis das Material eine erdähnliche Konsistenz aufweist, kann bei zwei- bis dreijähriger Rottedauer der Organikanteil im Kompost auf 10-20% absinken. Hohe Organikgehalte können allerdings nicht gleichgesetzt werden mit hohen Humusanteilen, da diese auch auf mikrobiell schwer zersetzbaren Rinden- und Holzsubstanzen oder auf zu kurzen Rottezeiten und schlechten Abbaubedingungen beruhen können. Die Qualität der organischen Substanz wird durch den Gehalt an Huminsäuren bestimmt, deren Anteil im reifen Kompost bei durchschnittlich 5,9% liegt (KEHRES 1990). Eine nennenswerte Huminsäureanreicherung ist durch eine Verlängerung der Rottezeit nicht möglich, wenn entsprechende Vorläufersubstanzen fehlen.

Auf organikarmen Sandböden oder auf intensiv bearbeiteten Flächen besteht die Gefahr, daß der standortspezifische Humusgehalt durch den verstärkten Abbau organischer Substanz, beispielsweise als Folge eines hohen Hackfruchtanteils in der Fruchtfolge, unterschritten wird. Hier kann durch die Kompostausbringung eine Organikzufuhr, z.B. über

eine Gründüngung, eingespart und bei einer Kompostgabe von 10 t TS (30% OS) eine Gutschrift von 175 DM angesetzt werden (VANDRE 1994). Gemessen am mittleren Gehalt organischer Substanz (OS) im durchwurzelten Horizont (30 cm) pflanzenbaulich genutzter Ackerflächen (rd. 4.500 t/ha) wären deutlich größere Mengen als 10 t TS Kompost (30% OS) pro Hektar und Jahr erforderlich, um den Humusgehalt nachhaltig zu erhöhen. Signifikante Unterschiede im Humusgehalt im Vergleich zur Mineraldüngung lassen sich allerdings auch bei lang anhaltenden hohen Organikgaben nicht feststellen, weil eine erhöhte Zufuhr meist durch einen verstärkten Abbau wieder ausgeglichen wird und der Humusgehalt von Böden im Klimaxstadium konstant bleibt, sofern sich die klimatischen Verhältnisse und die Nutzungsform nicht entscheidend ändern (FRANKEN 1985).

Der in der Praxis erzielbare Preis für Kompost als Organikspender dürfte angesichts der gleichzeitig eingebrachten Schadstoffmengen unter dem rechnerisch ermittelten Wert von rd. 18 DM/t TS Kompost liegen. Der Nährstoff- und Organikwert von zusammen 45 DM/t TS verringert sich durch die Ausbringungskosten, die bei einzelbetrieblicher Verteilung mit Stallungstreuern bei rd. 12 DM/t FM bzw. 17 DM/t TS Kompost liegen (s. Tab. 33), auf 28-33 DM/t TS Kompost. Einen höheren Nährstoffwert könnten die Kompostnährstoffe eventuell in alternativ wirtschaftenden Betrieben, die ihre Kulturen ausschließlich mit organischen Düngemitteln versorgen, erzielen.

Tab. 33: Kosten der Kompostausbringung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen

		BW 400 (63 m³)	Bergmann TSW 800 (43 m³)
Ladevolumen	m ³	6	4
Schüttgewicht Kompost	kg/m ³	500	500
Transportgeschwindigkeit	km/h	15	20
Arbeitsbreite	m	3 - 4	4
Ausbringleistung	t/h	20	24
Investitionen	DM	50.650	33.650
Kapitalkosten*	DM/a	7.548	5.015
Unterbringung (1,5% der Invest.)	DM/a	759,75	336,50
Versicherungen, Steuern (1% der Invest.)	DM/a	506,50	336,50
Betriebsstunden	h/a	500	500
Spezifische Kapitalkosten	DM/h	17,63	13,73
Verschleiß und Reparaturen	DM/a	1.773	1.178
Treibstoffverbrauch	DM/a	3.900	3.900
Arbeitslohn	DM/h	110	110
Radladerbeschickung	DM/h	126	126
Betriebskosten	DM/h	247	246
Gesamtkosten	DM/h	265	260
Ausbringungskosten	DM/t FM	13,25	10,83
Eigene Berechnungen gemäß den Angaben des Instituts für Landtechnik Bonn (1994)			
* Nutzungsdauer: 10a, Zinssatz: 8%, Dieselmotorkraftstoff: 1,20 DM/l, Radladerschaufel: 3 m ³			

Die Kompostanwendung setzt allerdings voraus, daß es sich um unbelastete Komposte aus bekannten Herkünften handelt. Biobetriebe und konventionell wirtschaftende Vertragsbetriebe zeigen bislang wenig Interesse an der Verwertung von Bio- und Grünabfallkomposten, da sie Akzeptanzprobleme bei der Abnahme und Vermarktung der auf kompostgedüngten Flächen angebauten Produkte befürchten. Diese Befürchtungen werden von einer aktuellen Umfrage bestätigt, der zufolge 49% der Befragten Brot aus kompostgedüngtem Getreide kaufen würden, aber 14% dies grundsätzlich ablehnen (RHINO 1996).

Angesichts der gegenwärtigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen (Flächenstilllegung und ertragsunabhängiges Flächeneinkommen) sowie der Verfügbarkeit preisgünstiger mineralischer und organischer Düngemittel ist der mögliche Mehrgewinn von Ertragssteigerungen auf kompostgedüngten Ackerflächen eher als gering zu veranschlagen. Bei der Neuanlage eines Rebenbestandes, wo pro Hektar 30-60 t TS Kompost und bei der nachfolgenden Düngung und Humusversorgung in zwei- bis dreijährigem Abstand weitere 15-30 t TS Kompost untergebracht werden können, bringen die chemisch-physikalischen Verbesserungen des Bodenzustandes durch Kompostgaben größere Vorteile als auf Ackerflächen (FRICKE et al. 1989). Dies zeigt sich auch daran, daß in Weinanbaugebieten keine Abnahmeprobleme für Grünhäcksel sowie Bio- und Pflanzenabfallkomposte bestehen.

Nach KEHRES (1994) stellt die Landwirtschaft bundesweit mit rd. 23% der Kompostmenge einen wichtigen Kompostabnehmer dar, könnte aber angesichts des Einsatzpotentials noch eine weit größere Rolle bei der Kompostunterbringung spielen (s. Abb. 20). Bislang wird die Kompostausbringung vor allem durch die geringe Akzeptanz der Landwirte wegen der Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen im Kompost eingeschränkt (vgl. Kapitel 4.4). Die Chancen einer Steigerung des Kompostabsatzes in der Landwirtschaft hängen davon ab, ob es gelingt, den Schadstoffgehalt im Kompost zu verringern und dadurch den betriebswirtschaftlichen Wert und das schlechte Image eines Komposteinsatzes als Sekundärrohstoffdünger zu verbessern.

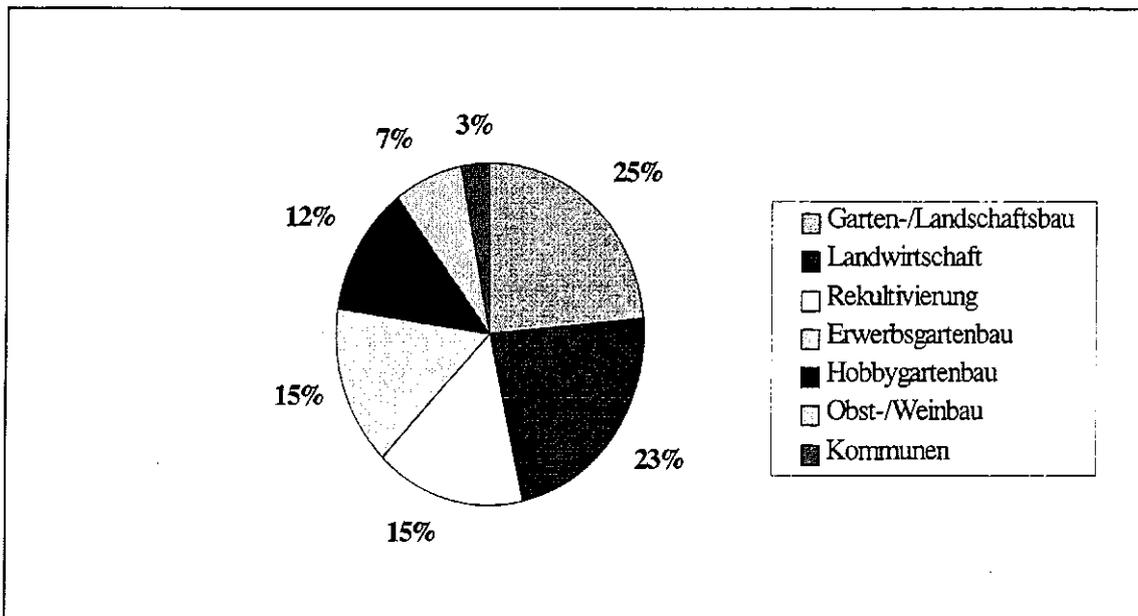


Abb. 20: Komposteinsatz in Prozent vom Gesamtabsatz

6.4.4 Komposterlöse

Die Höhe der Erlöse, die durch den Verkauf von Kompost erreicht werden können bzw. die Summe der Zuzahlungen, die erforderlich ist, um einen Abnehmer für Kompost zu finden, ist abhängig von

- der Kompostqualität,
- der Abnahmeart und -menge,
- der Vertriebskostenstruktur,
- dem regionalen Verhältnis von Kompostproduktion zu Kompostnachfrage und
- der Akzeptanz der Verbraucher.

Die Erlösmöglichkeiten für Kompostprodukte im Garten- und Landschaftsbau liegen unter günstigen Bedingungen zwischen 30 DM/t FM für einfache Auffüllzwecke und zwischen 100 DM/t FM für Kompostspezialitäten und 170 DM/t FM für besondere Dachbegrünungssubstrate (BARTH 1991, HAUKE et al. 1994). Bei gleichbleibender Kompostqualität lassen sich Preise zwischen 20 und 40 DM/m³ (28 und 34 DM/t FM) Kompost erzielen (RIESS und KNOCH 1995). Im Baustoff- und Substrathandel können zwischen 10 und 20 DM/m³

(14-29 DM/t FM) und beim Verkauf von Bio- und Grünabfallkompost an kommunale Einrichtungen 20-30 DM/m³ (29-43 DM/t FM) Erlöst werden.

Deutlich höhere Preise lassen sich beim Ersatz von Torf und Torfprodukten sowie qualitativ hochwertigen Kultursubstraten im Erwerbs- und Hobbygartenbau erzielen. Feine Kompostqualitäten (0-10 mm) und standardisierte Kompostprodukte, die in Kleinverpackungen über Gartencenter und Blumenhändler vertrieben werden, können als Sackware zwischen 90 und 190 DM/m³ (130-270 DM/t FM) erwirtschaften. Für gröbere, 20-mm Kompost-Sackware sind die Erlösaussichten mit 40 DM/t FM Kompost deutlich schlechter (LOIPFÜHRER 1992, RIESS und KNOCH 1995). Durch den Kompostverkauf an Gartenbaubetriebe lassen sich Preise zwischen 30 und 50 DM/m³ (43-71 DM/t FM) für angelieferte Ware erzielen, sofern eine salzarme Kompostqualität nachgewiesen werden kann.

Nach SCHREIBER (1994) werden nur rd. 10% der erzeugten Kompostmenge als spezifizierte Produkte mit Erlösen von durchschnittlich 40 DM/t FM Kompost über den Handel abgesetzt. Der größte Teil der Kompostvermarktung spielt sich im unteren Preissegment ab, da, bezogen auf die produzierte Menge, von den 93% des abgesetzten Komposts im Schnitt 96% in loser Form und davon 88% im regionalen Raum vermarktet werden (KEHRES 1994). Von der vermarkteten Kompostmenge konnten 1992 noch 67% einen Erlös erzielen, 25% wurden kostenlos abgegeben und 8% ließen sich nur gegen Zusatzleistungen unterbringen (GÖTZ 1992). Die Abnahmevergütungen, die gezahlt werden, um die Aufwendungen für den Transport und die Ausbringung von Kompost abzudecken, können bis zu 70 DM/t Kompost ausmachen. Aufgrund der saisonal stark schwankenden Kompostnachfrage und z.T. auch wegen Absatzschwierigkeiten wird ein Teil des Komposts bei den Kompostierungsanlagen zwischengelagert. In Niedersachsen, wo eine Kompostierungskapazität von 528.000 t/a vorhanden ist, umfaßt der Kompostlagerbestand rd. 25% der Jahresproduktion (ULRICH 1995).

Mit der raschen Zunahme der Kompostmengen durch die Einführung einer flächendeckenden Bioabfallkompostierung und den Schwierigkeiten, im gleichen Tempo neue Absatzpotentiale für Kompost und Kompostprodukte zu erschließen und die Kompostqualität zu steigern, droht mittel- bis langfristig ein Preisverfall mit der Folge, daß selbst in denjenigen Anwendungsgebieten, in denen heute noch Erlöse erzielbar sind, dies in Zukunft nicht mehr der Fall sein dürfte. Mittelfristig werden vermutlich nur noch 30% des gesamten Absatzpotentials mit Erlösen von bis zu 50 DM/m³ (70 DM/t FM) vermarktet werden können (RIESS und KNOCH 1995). Nach einer Umfrage von POPP (1992) können wegen der Vorbehalte der Landwirtschaft und deren Beratungsorgane größere Mengen an Kompost nur dann in der Landwirtschaft untergebracht werden, wenn der Kompost kostenlos ab Werk

oder ab Feldrand zur Verfügung steht (Abb. 21). Darüber hinaus könnten in den nächsten Jahren zusätzliche Zahlungen für Nähr- und Schadstoffanalysen und die Absicherung über einen Haftungsfonds anfallen.

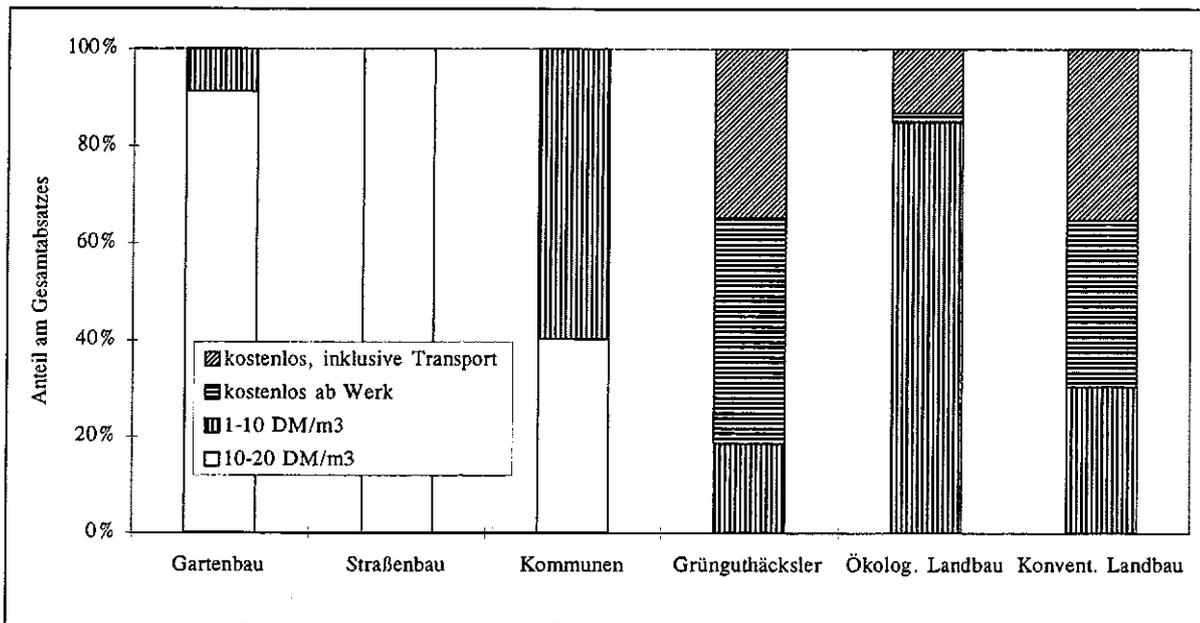


Abb. 21: Struktur des Marktpotentials für Komposte nach Komposterlösen

Welche Kompostmengen mit Erlösen vermarktet werden können, und wieviel Kompost sich nur mit Zuzahlungen unterbringen läßt, ist aufgrund des Einflusses regionaler Gegebenheiten auf die Kompostmenge und -qualität sowie die Absatz- und Erlöschancen schwer abschätzbar. Wenn in Anlehnung an RIESS und KNOCH (1995) unterstellt wird, daß 35% (10-60%) der erzeugten Komposte mit einem Erlös von 40 DM/t FM (10-70 DM/t FM) vermarktet, 55% kostenneutral abgesetzt und 10% nur gegen Zuzahlungen von rd. 30 DM/t FM (0-70 DM/t) untergebracht werden können, kann ein erzielbarer Marktpreis von durchschnittlich 11 DM/t FM Kompost abgeleitet werden, der allerdings bei ansteigender Kompostmenge weiter zurückgehen dürfte. Im Vergleich zu den Kosten der getrennten Erfassung von Grün- und Bioabfällen und ihrer Behandlung in Kompostierungsanlagen ist dieser Durchschnittswert vernachlässigbar.

Durch die Errichtung von Kompostierungsanlagen mit höheren Durchsatzkapazitäten wächst die Gefahr, daß es zu einer raschen Sättigung regionaler Märkte und zu schwindenden Erlösspannen aufgrund wachsender Transportentfernungen kommt. Ein Vorteil der Großanlagen ist, daß sie bessere Chancen im Hinblick auf eine überregionale Kompostvermarktung

haben. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn sie an ein Erden- oder Humuswerk angeschlossen sind, weil dort spezielle Kompostprodukte erzeugt und über eingefahrene Vertriebswege vermarktet werden können. Im Bundesgebiet werden derzeit nur zwischen 56.000 und 70.000 t FM Pflanzenkompost über Torf-, Humus- und Erdenwerke vermarktet (GÜNTHER 1994).

Die regionale Kompostvermarktung hat gegenüber dem überregionalen Kompostabsatz den Vorzug, daß hierdurch die privaten Kompostverbraucher und Abfallproduzenten in ansprechender Art erreicht werden können. Der dabei offengelegte Zusammenhang zwischen getrennter Sammlung von Bio- und Grünabfall und dem daraus erzeugten Produkt kann sich positiv auf die Bereitschaft zur gewissenhaften Abfalltrennung und auf die Qualität des Kompostausgangsmaterials auswirken. Die Eigenvermarktung von Kompost über den Handel ist allerdings mit einem hohen Aufwand für die Konfektionierung und Verpackung der Produkte sowie für entsprechende Werbemaßnahmen verbunden.

6.5 Biobrennstoffanlagen

Die energetische Nutzung von Bio- und Grünabfällen sowie pflanzlichen Reststoffen in Müllverbrennungsanlagen ist wegen der technischen Aufwendungen für Schadstoffrückhalte- und Rauchgasreinigungsmaßnahmen zur Einhaltung der Emissionsgrenzwerte der 17.BImSchV und des daraus resultierenden niedrigen energetischen Wirkungsgrades mit hohen Kosten verbunden. Die Abfallbehandlungsgebühren liegen, je nach Alter und Auslastung der Anlage, bei konventionellen Rost- oder Wirbelschichtfeuerungen zwischen 123 und 697 DM/t FM Abfall (MARK und NELLESSEN 1993). Die Abfallbehandlungskosten der bislang nur in Pilotanlagen erprobten Schwelbrenn- und Thermostelectverfahren bewegen sich um 350 DM/t FM (LINDER et al. 1995).

In Anlagen, die mit stückiger Braun- oder Steinkohle betrieben werden, wäre eine energetische Nutzung von verdichteten pflanzlichen Abfällen und Reststoffen ohne größere verbrennungstechnische Änderungen möglich. In Baden-Württemberg werden wegen des höheren Anlagenwirkungsgrades von bis zu 41% nur noch kohlenbeschickte Großfeuerungsanlagen mit Staubfeuerung betrieben. Die Biomasseverbrennung in Staubfeuerungsanlagen ist großtechnisch bislang nicht im Dauerbetrieb erprobt. Bei Biobrennstoffen mit hohen Faser- und Trockensubstanzgehalten scheint der Energieaufwand für die Vermahlung im Verhältnis zum Brennwert vertretbar und der Ausbrandwert vergleichsweise gut zu sein (KICHERER und HEIN 1993).

Fossil befeuerte Energieerzeugungsanlagen müssen je nach Anlagengröße die Groß- (13.BImSchV) oder der Kleinf Feuerungsanlagenverordnung (1.BImSchV) einhalten. Die Mitverbrennung pflanzlicher Abfälle ist gemäß der Anteilsregelung der 17.BImSchV bis zu einem Anteil von 25 % an der gesamten Brennstoffmenge möglich, sofern strengere Emissionsgrenzwerte eingehalten werden. In welchem Maße die Emissionsgrenzwerte verschärft werden, hängt vom Abfallanteil an der Brennstoffmenge ab, da die einzuhaltenden Grenzwerte anteilmäßig aus den Grenzwerten der 17.BImSchV (Abfall) und der 13.BImSchV (fossile Energieträger) ermittelt werden. Beträgt der Anteil der pflanzlichen Abfälle einschließlich notwendiger Zusatzbrennstoffe mehr als 25 % an der jeweils gefahrenen Feuerungswärmeleistung, müssen die Anforderungen der 17.BImSchV in voller Höhe eingehalten werden (HROSS und SCHMIDT 1994).

Angesichts der geringen Wirkungsgrade, der hohen Abfallbehandlungskosten und der geringen Akzeptanz von Müllverbrennungsanlagen sowie der ungeklärten technischen Fragen und emissionsrechtlichen Schwierigkeiten bei der Mitverbrennung von Biomasse in kohlenbeschickten Staubfeuerungen wird beim Verfahrensvergleich die energetische Nutzung von pflanzlichen Abfällen und Reststoffen in Biobrennstoffanlagen als Behandlungsalternative zur stofflichen Verwertung herangezogen.

6.5.1 Technische Angaben

Die energetische Verwertung von Holz in häuslichen Einzelfeuerungen hat in Süddeutschland in waldreichen Gebieten eine lange Tradition. Die Anzahl kleiner Biobrennstoffanlagen in Baden-Württemberg wird auf rd. 38.000 holzbefeuerte und 80 strohbefeuerte Kleinanlagen mit einer installierten Feuerungsleistung von zusammen 1.600 MW geschätzt (KALTSCHMITT und BECHER 1994). Die in Haushaltungen und kleinen Gewerbeunternehmen installierten Kleinf Feuerungsanlagen, die ihren Leistungsschwerpunkt zwischen 15 kW und 1 MW (Holz) bzw. zwischen 15 kW und 100 kW (Stroh) haben, und sind aus verbrennungstechnischen Gründen nicht zur energetischen Nutzung von Grünabfällen geeignet.

Leistungsstärkere Biobrennstoffanlagen, die unter die Genehmigungsrichtlinie der TA-Luft fallen und die in der Lage wären, pflanzliche Pflegeabfällen zu verwerten, finden sich bislang nur in der holzbe- und holzverarbeitenden Industrie. Der vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML) im Rahmen der Forschungs-, Entwicklungs- und Modellvorhaben zur Förderung nachwachsender Rohstoffe gestartete „Modellversuch Wärme- und Stromgewinnung aus nachwachsenden Rohstoffen im Leistungsbereich 1-40

MW“ könnte dazu beitragen, die Zahl leistungsstarker Biobrennstoffanlagen zu erhöhen und die noch offenen Fragen bei der Energiegewinnung aus Biomasse zu beantworten. Die Informationen, die in den ca. 30 Machbarkeitsstudien der Phase I des BML-Projektes zusammengetragen wurden, bilden die Basis für die nachfolgende, technisch-ökonomische Beurteilung der energetischen Nutzung von pflanzlichen Abfällen und Reststoffen in Biobrennstoffanlagen. Obwohl für den Anlagenbau Investitionszuschüsse von bis zu 50% vorgesehen sind, ist das spezifische Fördervolumen unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen nicht ausreichend, um die mögliche Anlagenzahl zu realisieren.

Die Brennstoffqualität pflanzlicher Abfälle wird in erster Linie von ihrem Gehalt an organischer Trockensubstanz und von ihrer Nährstoffkonzentration bestimmt. Aus verfahrenstechnischer Sicht sind außerdem die Homogenität der Brennstoffe, ihre Lagerbarkeit, ihre automatische Förder- und Dosierbarkeit, das Ascheverhalten im Feuerungsraum, das Zünd- und Ausbrandverhalten und das Emissionsverhalten von Bedeutung. Pflanzenabfälle mit höheren Wassergehalten sind bekanntermaßen schlechte Brennstoffe, da ein Teil der Verbrennungswärme zur Wasserverdampfung verbraucht, der Heizwert sowie die Flammentemperatur verringert und die Luftbelastung durch Abgasemissionen erhöht wird.

Pflanzliche Abfälle und Reststoffe mit Wassergehalten unter 50% sind möglicherweise in Biobrennstoffanlagen verwertbar, ohne daß diese mit ähnlich aufwendigen Rauchgasreinigungseinrichtungen ausgestattet werden müssen, wie dies bei Müllverbrennungsanlagen der Fall ist. Die Erfahrungen bei der Handhabung und der Verbrennung von samenhaltigem Grasstroh mit Wassergehalten von mehr als 22% deuten allerdings darauf hin, daß auch Pflanzenabfälle mit Wassergehalten von deutlich unter 50% verbrennungstechnisch nicht unproblematisch sind (HOLMGARD und EL'KHOLY 1993). Landschaftspflegerückstände sollten deshalb möglichst trocken oder erst nach einer Vortrocknung auf 70-80% TS energetisch genutzt werden, damit ein Feuchtigkeitsgehalt von unter 20% erreicht werden kann (MOSBECH 1994). Die pflanzlichen Abfälle und Reststoffe sollten außerdem möglichst geringe Asche-, Kalium- und Chloridgehalte und keine leicht flüchtigen Schwermetalle enthalten, da diese in einfachen Biobrennstoffanlagen zu verbrennungstechnischen Problemen und zu erhöhten Schadstoffemissionen führen können.

Eine energetische Nutzung von halmgutartigen Pflegeabfällen und Stroh in loser Form wäre aus logistischer Sicht vorstellbar, sofern die durchschnittliche Transportentfernung unter 10-30 km liegt und die Biobrennstoffanlieferung im Jahresverlauf gleichbleibend ist. Die Verbrennung von losem Landschaftspflegeheu oder Stroh wirft noch einige technische Probleme auf, die gegenwärtig noch nicht befriedigend beherrscht werden. Wegen des großen Verhältnisses von Oberfläche zu Volumen vergasen und verbrennen diese Stoffarten rasch.

Dabei kann es jedoch zu einer Verunreinigung der nachgeschalteten Heizkessel und zu einem erhöhten Austrag unverbrannter Partikel kommen, weil das Material wegen seiner geringen Dichte leicht mitgerissen wird. Die Verdichtung halmgutartiger Grünabfälle erscheint deshalb zunächst sowohl aus verbrennungstechnischer Sicht als auch aufgrund logistischer Überlegungen ein notwendiger Prozeßkettenschritt vor deren energetischen Nutzung zu sein (s. Kapitel 5).

Zur energetischen Verwertung pflanzlicher Grünabfälle und Reststoffe eignen sich Rost- und Wirbelschichtfeuerungen, aber auch andere, z.T. speziell für Biomasse entwickelte Verbrennungsverfahren. Rostfeuerungen werden aufgrund ihrer technisch einfachen Bauweise und des geringen Investitionsaufwandes traditionell zur Holzverbrennung eingesetzt. Für die Verbrennung grasartiger Abfälle sind einfache Rostfeuerungsanlagen weniger geeignet, weil der Brennstoff wegen seines niedrigen Ascheschmelzpunktes Verschlackungen im Kesselraum hervorrufen kann. Diese Verschlackungen haben häufigere Betriebsunterbrechungen zur Schlackenentfernung, Schwankungen in der Wärme- und Stromerzeugung und einen schnelleren Verschleiß der Dampf- und Turbinenanlagen zur Folge. Außerdem ist die Schlackenentfernung kostenintensiv, da sie manchmal in bergmännischer Manier mit Hochdruckreiniger und Hammer durchgeführt werden muß (MOSBECH 1994).

Eine erhöhte Gefahr von Schlackenbildungen im Brennraum läßt sich durch die Beimischung von Inertmaterialien, die Kühlung von Feuerrost und Kesselwandungen und eine räumliche Trennung der Vergasungs- und Verbrennungsprozesse verringern. Nach RASMUSSEN et al. (1992) ist die Strohverbrennung nach Zumischung von 50% Kohle problemlos. THIELEN et al. (1993) berichten dagegen, daß dem Stroh teilweise bis zu 85% Holzhackschnitzel zugemischt werden müssen, um Verschlackungen zu unterbinden.

Ein speziell für die Verbrennung von Strohballen entwickelter Rostfeuerungstyp ist der Zigarrenbrenner (Fa. Vølund), bei dem die Ballen an der Stirnseite angezündet und langsam in den Brennraum geschoben werden, wo die noch unverbrannten Ballenteile auf den Rost fallen und veraschen. Die Vorteile des Zigarrenbrenners sind der einfache Aufbau und die geringen Anforderungen an die Aufarbeitung des Brennstoffs. Nachteilig ist die Hochtemperatur-Chlorkorrosionsgefahr, die Einengung des Brennstoffspektrums auf einen homogenen Brennstoff, einen bestimmten Großballentyp und die mangelnde Automatisierbarkeit der Brennstoffzufuhr. In Dänemark sind mehrere Zigarrenbrenner mit bis zu 20 MW in Betrieb und auch das in Schkölen errichtete Biomasseheizwerk (3,5 MW) arbeitet nach dem Zigarrenabbrandverfahren (HEIN et al. 1994). Stationäre und zirkulierende Wirbelschichtfeuerungsanlagen (WSF) sind wegen ihrer geringen Ansprüche an die Konsistenz der Brennstoffe, der längeren Brennstoffverweilzeiten bei relativ niedrigen Verbrennungstempe-

raturen (800-900°C) und der Möglichkeit primärer Emissionsminderungsmaßnahmen besser geeignet, um pflanzliche Abfälle und Reststoffe mit wechselnder Zusammensetzung und höheren Feuchtegehalten zu verwerten. Stationäre WSF, die auch Biobrennstoffe mit Wassergehalten über 50% verbrennen können, sind wegen des technischen und ökonomischen Aufwandes ab einer Leistung über 10 MW interessant (HEIN et al. 1994). Zirkulierende WSF, die im Vergleich zu stationären WSF bessere Möglichkeiten zur primären Emissionsminderung haben, sind erst ab Anlagengrößen über 20-30 MW einigermaßen wirtschaftlich. Ein zentrales, bisher noch nicht gelöstes Problem der Wirbelschichtverbrennung ist die Gefahr der Verklebung von Asche und Bettmaterial bei Stroharten mit Ascheerweichungstemperaturen bei Verbrennungstemperaturen von unter 850°C.

6.5.2 Behandlungskosten und Erlöse

Die Kosten für die Errichtung einer Biobrennstoffanlage sind abhängig von der Anlagengröße und -technik, den Investitionen für Grundstücke und Gebäude und den Kosten für die Wärmeverteilung. Die spezifischen Investitionen pro kW Feuerungsleistung bezogen auf den Brennstoffinput (kW_{In}) liegen bei einfachen Biobrennstoffanlagen ohne Stromerzeugung zwischen 650 DM (>5 MW) und 900 DM (<5 MW). Holzbefeuerte Anlagen sind mit 400-800 DM/ kW_{In} in der Regel um 20% günstiger als Strohverbrennungsanlagen, deren Anschaffungskosten sich zwischen 500 und 1.000 DM/ kW_{In} bewegen (HARTMANN und STREHLER 1995). Im Durchschnitt liegen die erforderlichen Investitionen für technisch aufwendiger gestaltete Biomasseheizanlagen, ohne Berücksichtigung der Investitionen für ein ggf. zu errichtendes Wärmenetz, bei rd. 900 DM/ kW_{In} (WINTZER et al. 1994). Der Investitionsbedarf für vergleichbare Biobrennstoffanlagen mit Kraft-Wärme-Kopplung liegt um 200-400 DM/ kW_{In} höher. Die spezifischen jährlichen Kapitalkosten betragen, ausgehend von einer betriebswirtschaftlich ausgelegten Lebensdauer von 15 Jahren und einem Zinssatz von 8%, bei einer 10 MW-Anlage mit bzw. ohne Stromauskopplung 26 DM/ kWh_{In} bzw. 35 DM/ kWh_{In} (s. Tab. 34).

Die spezifischen Betriebskosten ohne Brennstoffkosten werden von den Kosten für Personal, Verwaltung, Wartung, Unterhalt und Reparatur, Ascheentsorgung und durch die Auslastung der Anlage bestimmt. Der Auslastungsgrad ist davon abhängig, ob industrielle und gewerbliche Betriebe oder öffentliche Institutionen mit einem gleichbleibend hohen Bedarf an Grundwärme oder Dampfenergie angeschlossen werden können. Außerdem ist der Auslastungsgrad von der Existenz und Auslegung von Spitzenlastkesseln abhängig. Die Anzahl

an Vollaststunden liegt häufig zwischen 3.000 und 4.500 Stunden, kann bei im Mehrschichtbetrieb laufenden Anlagen aber auch darüber liegen.

Tab. 34: Beispiele für Substitutionswerte bei der energetischen Nutzung von Landschaftspflege in Biobrennstoffanlagen

		Biobrennstoffanlage	
		ohne KWK	mit KWK
Feuerungsleistung (Inputleistung)	MW _{In}	10	10
Feuerungsleistung elektrisch	MW _{el}	-	1,7
Feuerungsleistung thermisch	MW _{FW}	8	6,1
Behandlungskapazität	t/h	2,5	2,5
Lebensdauer	a	15	15
Zinssatz	%	8	8
Auslastung	h/a	4.000	4.000
Biobrennstoffmenge*	t FM/a	10.000	10.000
Spezifische Investitionen	DM/kW _{In}	900	1.200
Kapitalkosten	DM/MWh _{In} /a	26	35
Betriebskosten	DM/MWh _{In} /a	18	27
Gesamtkosten (ohne Brennstoff)	DM/MWh_{In}/a	44	62
Wärmeerlöse frei Netz**	DM/MWh _{In} /a	28 - 56	20 - 43
Stromerlöse**	DM/MWh _{In} /a	-	26
Summe der Erlöse	DM/MWh_{In}/a	28 - 56	46 - 69
Substitutionswert	DM/MWh _{In}	(-16) - (12)	(-16) - (7)
Substitutionswert je Tonne Brennstoff	DM/t FM	(-65) - (47)	(-59) - (27)
*Biobrennstoff mit 85% TS pro t FM und 4 MWh/t FM, KWK=Kraft-Wärme-Kopplung			
**Wärmeerlöse: 35-70 DM/MWh _{FW} , Stromerlöse: 153 DM/MW _{el}			

Die Anzahl der Beschäftigten ist aufgrund der Arbeiten zur Annahme, Aufbereitung und Einlagerung der Biobrennstoffe und der Störanfälligkeit biomassebeschickter Anlagen, die einen länger andauernden, unbemannten Betrieb nicht zuläßt, sondern statt dessen die Vorhaltung einer Reparatur- bzw. Betriebsmannschaft erforderlich macht, höher zu veranschlagen als bei fossil befeuerten Anlagen (MOSBECH 1994). Die Personalkosten, die von der Anlagentechnik (Heizwerk oder Heizkraftwerk), vom Automatisierungsgrad und von der Auslastung bestimmt werden, belaufen sich einschließlich der Verwaltungskosten auf jährlich 2-5% der spezifischen Investitionen (WINTZER et al. 1994). Die Kosten für Wartung, Unterhalt und Reparatur liegen bei 5% der Investitionen für Anlagen ohne Kraft-Wärme-Kopplung bzw. bei 6% für Anlagen mit Stromauskopplung. Die Ascheentsorgung ist, ausgehend von Deponierungskosten von rd. 300 DM/t und einem Ascheanfall von 4 Gew.-%, mit zusätzlichen Kosten von ca. 12 DM/t Biobrennstoff verbunden. Die jährlichen Betriebs-

kosten liegen, ohne Berücksichtigung der Brennstoffkosten, zwischen 7% und 12% der spezifischen Investitionen (WINTZER et al. 1994). Die spezifischen jährlichen Gesamtkosten als Summe von Kapital-, Personal-, Wartungs- und Reparaturkosten (aber ohne Brennstoffkosten) liegen gemäß der beispielhaft durchgeführten Berechnungen von Tabelle 34 bei 44 DM/MWh_{in} für ein Heizwerk bzw. bei 62 DM/MWh_{in} für ein Heizkraftwerk.

Die Höhe der erzielbaren Erlöse aus dem Stromverkauf sind seit dem Inkrafttreten des Stromeinspeisungsgesetzes 1991, das die Energieversorgungsunternehmen verpflichtet, den in ihrem Versorgungsgebiet erzeugten Strom aus erneuerbaren Energien abzunehmen, gesetzlich festgelegt. Die Mindestvergütung, die vom Durchschnittserlös aus Stromlieferungen an die Endverbraucher im jeweils vorletzten Kalenderjahr abgeleitet wird, ist von 13,84 Pf/kWh (75%) im Jahr 1991 auf inzwischen 15,35 Pf/kWh (80%) angestiegen (AGRA-EUROPE 1994b). Die Anzahl der stromeinspeisenden Biobrennstoffanlagen ist seit Einführung des Stromeinspeisungsgesetzes von 51 (1991) auf 143 Anlagen (1994) und das Einspeisungsvolumen von 4 GWh auf 41 GWh angewachsen. Dabei handelt es sich größtenteils um Biogasanlagen (100) bzw. mit Holz (33) oder Rapsöl (10) betriebene Anlagen. Es wird davon ausgegangen, daß bis zum Jahr 2000 rd. 80 holzbefeuerte Anlagen in der Säge-, Möbel- und Holzwerkstoffindustrie, in der Entsorgungswirtschaft und im Forstbereich zusammen 500 GWh pro Jahr einspeisen werden. In welche Richtung sich die Vergütung für Biomassestrom in Zukunft entwickeln wird, ist ungewiß. Angesichts des Zuwachses an Strom aus regenerativen Energiequellen und des Urteils des Bundesverfassungsgericht 1994, dem zufolge die Förderung des Einsatzes heimischer Steinkohle in der Elektrizitätswirtschaft über den Kohlepfennig als verfassungswidrig gilt, wird geprüft, ob auch das Stromeinspeisungsgesetz möglicherweise nicht mit der Verfassung vereinbar ist.

Die Erlöse über den Wärmeverkauf können sich im Gegensatz zum gesetzlich garantierten Stromeinspeisepreis innerhalb einer weiten Spanne bewegen, da die Wärmeeinspeisung nicht durch gesetzliche Regelungen gefördert wird. Der aus dem Wärmeverkauf über Fern- oder Nahwärmeleitungen erzielbare Ertrag ist davon abhängig, ob industrielle Wärmeabnehmer mit einem ganzjährigen Prozeßenergiebedarf angeschlossen und Wärmekunden, die ihre Wärmeversorgung modernisieren oder neu aufbauen müssen, gewonnen werden können. In diesem Fall können Wärmepreise von zwischen 40 und 75 DM/MWh erreicht werden (WINTZER et al. 1994). Die erzielbaren Erlöse beim Anschluß von Wärmeverbrauchern mit bestehender Eigenwärmeerzeugung sind dagegen deutlich geringer, da in diesem Fall auch dann fixe Betriebskosten anfallen, wenn die Wärme von Dritten bezogen wird. Bei diesen Abnehmern kann in Anlehnung an die Preise für die fossilen Energieträger Heizöl EL oder Erdgas ein Wärmepreis von höchstens 30-40 DM/MWh erzielt werden (AB

BHW 1995). Bei der Berechnung der Erlöse über den Wärmeverkauf wird in Tabelle 34 von erzielbaren Preisen für ins Netz eingespeiste Wärme zwischen 35 DM/MWh und 70 DM/MWh ausgegangen.

Die Summe der jährlichen Erlöse liegt, bei Stromerlösen in Höhe von 153 DM/MWh sowie Wärmeerlösen zwischen 35 DM/MWh und 70 DM/MWh, bei Biobrennstoffanlagen ohne Stromauskopplung (Wirkungsgrad 80%) zwischen 28 DM/MWh_{in} und 56 DM/MWh_{in} (s. Tab. 34). Der elektrische Wirkungsgrad einer Biobrennstoffanlage mit Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) liegt gegenwärtig zwischen 15% (Stroh) und 20% (Holz) und damit deutlich niedriger als bei modernen (42%) bzw. durchschnittlichen (38%), kohlebefeuernden Stromerzeugungsanlagen. Die Erlöse bei einer 10 MW-Anlage mit KWK (1,7 MW_{el} und 6,1 MW_{FW}) bewegen sich zwischen 46 DM/MWh_{in} und 69 DM/MWh_{in}. Der als Substitutionswert errechnete Brennstoffwert liegt für Heizwerke oder Dampferzeuger, bei einer Auslastung von 4.000 h/a und einem auf 85% TS vorgetrocknetem Brennstoff (4 MWh/t FM) zwischen 47 DM/t FM und einer erforderlichen Zuzahlung von 65 DM/t FM (s. Tab. 34). Die entsprechenden Werte für eine Anlage mit Stromgewinnung liegen zwischen Erlösen von 27 DM/t FM und Kosten von 59 DM/t FM. Die Verwertung von Landschaftspflegeheu kann bei kostenloser Anlieferung zur Anlage zu Erlösen von rd. 30-50 DM/t FM führen, aber auch Zuzahlungen zwischen rd. 50 und 70 DM/t FM erforderlich machen.

6.5.3 Umweltrelevante Aspekte

Bei der thermischen Verwertung pflanzlicher Abfälle und Reststoffe werden folgende anlagenspezifischen Emissionen freigesetzt:

- Staub,
- unverbrannte Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid,
- säurebildende Verbindungen (Schwefeldioxid und Stickstoffoxide),
- Schwermetallverbindungen,
- organische Schadstoffe und
- klimarelevante Gase.

Die Menge und Zusammensetzung der Abgasemissionen wird von den chemisch-physikalischen Eigenschaften der pflanzlichen Abfälle und Reststoffe, der Anlagentechnik und Feuerungsführung und den Emissionsvorschriften sowie den Vorkehrungen, die zu

ihrer Einhaltung getroffen werden, bestimmt. Nicht genehmigungsbedürftige Kleinf Feuerungen mit Wärmeleistungen unter 1.000 kW dürfen bis zu 150 mg Staub/m³ Rauchgas freisetzen (1.BImSchV), größere Anlagen mit Feuerungsleistungen zwischen 1 und 50 MW unterliegen den strengeren Bestimmungen der Technischen Anleitung (TA) Luft (s. Tab. 35). Die zu erwartenden Staubemissionen von Biobrennstoffanlagen dürften sich zwischen 10 mg/m³ und 50 mg/m³ bewegen (WINTZER et al. 1994). Zur Einhaltung des TA Luft-Grenzwertes für Staub sind neben primärseitigen Maßnahmen Zyklone oder Gewebefilter erforderlich, um einen Reststaubgehalt von 20-30 mg/m³ Abluft erreichen zu können (PADINGER 1994). Entstaubungseinrichtungen tragen dazu bei, die Cadmium- und Arsenemissionen um 75-85% und die Blei- und Zinkemissionen um 25-30% zu reduzieren, da hohe Staubemissionen mit hohen Gehalten an flüchtigen Schwermetallen im Rauchgas verbunden sind (REIMANN 1988).

Tab. 35: Organische und anorganische Emissionsgrenzwerte für Energieerzeugungsanlagen

	Niederlande RV 1989	Schweiz LRV 1991	17. BImSchV	EWG- Richtlinie 1989*	TA Luft (Anlagen <50 MW**)	Anlagen <50 MW	Gasfeuerung <100 MW***
<i>mg/Nm³ (mit Ausnahme der Dioxine u. Furane, wo gilt: ng I-TEq/Nm³)</i>							
Gesamtstaub	5	10	10	30/100/ 200/600	50 150 (< 5 MW)		5
Kohlenmonoxid (CO)	50	50	50	100	250	100	100
Organische Stoffe (Gesamtkohlenstoff TOC)	10	20	10	20	50	20	20/100/150
Schwefeloxide (SO _x), angegeben als SO ₂	40	50	50 (200)	300	400		35/500
Stickstoffoxide (NO _x) als NO ₂	70	80	200 (400)	-	500 (zWSF/sWSF >20 MW:300)		200
Gasförmige Fluorwasserstoff als HF	1	2	1 (4)	2 bzw. 4	2	2	5
Gasförmige Chlorverbindungen als HCl	10	20	10 (60)	50/100/250	50	50	30
Phosphorwasserstoff					30		
Cd, Th, Hg u. deren Verbindg.	0,05	0,1	0,05	0,2	0,2		
Pb, Cr, Cu, Mn			0,5	5	5		
Ni, As, Cr (VI)			0,5	1	1		
Dioxine und Furane	0,1		0,1	-			
*Richtlinie des Rates vom 8.6.89 über die Verhütung der Luftverunreinigung durch neue Verbrennungsanlagen für Siedlungsmüll							
**Feuerungsanlagen für den Einsatz von Kohle, Koks, Kohlebriketts, Torf, Holz und Holzresten, die nicht mit Kunststoff beschichtet oder Holzschutzmitteln behandelt sind, mit einer Feuerungsleistung von <50 MW, bez. auf 11 Vol.-% O ₂							
***Richtwerte für Biogasverbrennungsanlagen in Anlehnung an TA Luft, bez. auf 5 Vol.-% O ₂ (RETTENBERGER 1989)							

Verglichen mit fossil befeuerten Öl- oder Gasheizungen emittieren Biomassefeuerungen mehr Kohlenmonoxid (CO) und unverbrannte Kohlenwasserstoffe (HC). Diese Verbindungen entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen und wären bei optimaler Verbrennungsführung theoretisch vermeidbar. Maßnahmen zur Verringerung der CO-, HC- und Partikelemissionen durch Anpassung der Verbrennungsführung sind möglich, lassen sich aber wegen der heterogenen Konsistenz der Grünabfälle nur schwer realisieren. Die CO-Emissionen moderner Biobrennstoffanlagen im MW-Bereich dürften i.d.R. den Grenzwert der TA-Luft einhalten oder diesen sogar unterschreiten können (WINTZER et al. 1994). Höhere Verbrennungstemperaturen verbessern den Ausbrand, führen aber zu einer erhöhten Verschlackungsneigung im Kessel und Feuerungsraum. Eine Verringerung der CO- und HC-Emissionen ist durch eine Nachverbrennung oder die Zufuhr von Sekundärluft möglich, aber mit höheren Kosten verbunden. Schlechte Ausbrandbedingungen und verbrennungstechnische Probleme stellen sich bei der Verwertung von Stroh mit Wassergehalten von mehr als 22% ein (HOLMGARD und EL'KHOLY 1993).

Die bereits bei niedrigen Verbrennungstemperaturen stattfindende Freisetzung von Stickoxiden (NO_x) aus organisch gebundenem Stickstoff nimmt mit steigendem Stickstoffgehalt des Brennstoffs zu, allerdings weniger als linear. Die NO_x -Synthese aus der Verbrennungsluft steigt dagegen bis zu einer Grenztemperatur von rd. 1.300°C exponentiell an (RENTZ 1992). Aufgrund des höheren Stickstoffgehalts von Biobrennstoffen ist auch bei modernen Feuerungsanlagen mit einer Mehrbelastung an Stickoxiden bezogen auf den Heizwert zu rechnen als bei Anlagen, die mit Braunkohlen (0,4-1,7 Gew.-% N) oder Steinkohlen (0,2-3,5 Gew.-%) beschickt werden (KOLAR 1990). Feuerungsanlagen, die der TA-Luft unterliegen, dürfen maximal $500 \text{ mg NO}_x/\text{m}^3$ emittieren (s. Tab. 35). WSF, die mit niedrigen Temperaturen ($800-850^\circ\text{C}$) gefahren werden und zwischen $130 \text{ mg NO}_x/\text{m}^3$ und $390 \text{ mg NO}_x/\text{m}^3$ freisetzen, sind in der Lage, diesen Grenzwert zu unterschreiten (THIELEN et al. 1993). Der NO_x -Ausstoß größerer Biobrennstoffanlagen dürfte auch ohne sekundäre Rückhaltemaßnahmen schätzungsweise zwischen 150 und $500 \text{ NO}_x/\text{m}^3$ und damit unterhalb des TA-Luft Grenzwertes liegen (WINTZER et al. 1994).

Bei der energetischen Verwertung von Grünabfällen kann es sowohl zu einer Zerstörung der eingetragenen polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane als auch zu einer Neubildung kommen. Die Dioxinbildung wird durch die Anwesenheit von pentachlorphenolhaltigen Pflanzenschutzmittelrückständen und anderen organischen Chlorverbindungen ausgelöst. Niedrige Verbrennungstemperaturen und schlechte Verbrennungsbedingungen (hoher CO-Gehalt) sind günstige Voraussetzungen für die Dioxinbildung im Abhitzebereich der Verbrennungsanlage. Im Bereich des Kessels und des Elektroabscheiders können im

Verlauf der Abgasabkühlung Dioxine neu gebildet werden, wenn Chlorphenole oder andere Vorläufersubstanzen vorhanden sind oder es zu einer katalytischen Reaktion von elementarem, an Aschepartikeln gebundenem Kohlenstoff und Chlor im Temperaturbereich zwischen 250°C und 450°C kommt. In Wirbelschichtfeuerungen tritt die Chlorwasserstoffgenese verstärkt auf, da das Dioxinbildungsmaximum bei rd. 300°C liegt (THIEM 1990). Bei der energetischen Verwertung feuchter Grünabfälle muß mit einer verstärkten Überführung organisch gebundener Chloratome in Chlorwasserstoffverbindungen gerechnet werden. Gleichzeitig kann davon ausgegangen werden, daß diese in konventionellen Verbrennungsanlagen durch die hohen Temperaturen wieder zerstört werden.

Die energetische Verwertung von Holzhackschnitzel mit 40-60% Feuchte in Unterschub- oder Vorofenrostfeuerungen mit einer Leistung von 100-200 kW kann zu Dioxinmissionen von bis zu 0,214 ng TE/Nm³ führen (s. Tab. 36). WILKEN (1993) berichtet von Dioxinmissionen, die sich, je nach Anlagentyp und Verbrennungsführung, bei naturbelassenem Holz zwischen 0,004 ng TE/m³ und 0,697 ng TE/m³ bewegen können. Rostfeuerungsanlagen im MW-Bereich sind im Gegensatz zu manchen kleinen Rostfeuerungen in der Lage, den Dioxin-Grenzwert der 17.BImSchV für Abfallverbrennungsanlagen von 0,1 TE ng/Nm³ einzuhalten. Dies ist darauf zurückzuführen, daß in gut funktionierenden Verbrennungsanlagen mit geringen CO- und HC-Konzentrationen im Abgas die Dioxinneubildung wirksam unterbunden werden kann. Unter günstigen Bedingungen können Biobrennstoffanlagen den für Müllverbrennungsanlagen gültigen Grenzwert sogar unterschreiten (KOLENDA et al. 1993, THIELEN et al. 1993). Bei der energetischen Nutzung von Grünabfällen werden darin enthaltene PCB-Verbindungen ebenfalls weitgehend zerstört. Unter ungünstigen Bedingungen können dabei auch Dioxine gebildet werden (JOCKEL und KÖRBER 1994).

Tab. 36: Dioxinmissionen bei der Holzverbrennung

Feuerungstyp	Brennstoff	Leistung	ng TE PCDD/F/m ³ Abluft	ng TE PCDD/F/kg Brennstoff	Quelle
Unterschubfeuerung	HHS, 60% Feuchte	110 kW	0,214	2,57*	BUWAL 1993
Vorofenrostfeuerung	HHS, 40% Feuchte	150 kW	0,066 - 0,173	0,79 - 2,08*	BUWAL 1993
Vorofenrostfeuerung	HHS, 40% Feuchte	300 kW	0,066	0,79*	BUWAL 1993
Festbettvergaser mit Zyklonbrenner	WHS, RHS	-	0,053	0,51*	BRUNNER u. PRÖLL 1991
Wirbelschichtfeuerung	WHS, RHS	12 MW	0,12	1,15*	BLESSING et al. 1991
Rostfeuerung	RHS	2 MW	0,019	0,18	WURST et al. 1991
Rostfeuerung	RHS	5 MW	< 0,02	< 0,19	AITTOILA et al. 1989
Rostfeuerung	RHS	16 MW	0,006	0,06	WURST et al. 1991
HHS=Holzhackschnitzel, RHS=Rindenhackschnitzel, WHS=Waldhackschnitzel, SHS=Schnellwuchshackschnitzel					
*bezogen auf ein spezifisches Abgasvolumen von 12,02 Nm ³ /kg Brennstoff atro bei 13 Vol-% O ₂					
**bezogen auf ein spezifisches Abgasvolumen von 8,74 Nm ³ /kg Brennstoff atro bei 11 Vol-% O ₂					

Der Beitrag der energetischen Verwertung pflanzlicher Abfälle und Reststoffe zur Verringerung der Konzentration klimarelevanter Gase in der Atmosphäre ist vom Wirkungsgrad der Feuerungsanlage und der Art des substituierten fossilen Energieträgers abhängig. Das CO₂-Vermeidungspotential (netto) durch die energetische Verwertung pflanzlicher Pfliegerückstände liegt, je nachdem, ob eine Stromauskopplung stattfindet oder nicht, zwischen 0,22 t CO₂ und 0,32 t CO₂ pro MWh Heizwert des Biobrennstoffs. Der CO₂-Minderung durch die Verwertung pflanzlicher Rest- und Abfallstoffe liegt im Mittel bei rd. 240 kg CO₂/MWh bzw. 0,88-1,28 t CO₂/t TS (WINTZER et al. 1993).

Dieser Beitrag zum Klimaschutz kann durch die gleichzeitige Freisetzung von Distickstoffoxid (N₂O) verringert werden, da N₂O bezogen auf einen Zeithorizont von 35 Jahren rd. 280 mal so klimawirksam ist wie CO₂ (s. Kapitel 7). Fossil befeuerte WSF emittieren wegen der niedrigeren Verbrennungstemperaturen (800-850°C) 40 und 500 mg N₂O/Nm³ (KÖSER und GREULICH 1989). Die N₂O-Konzentrationen im Rauchgas der Wirbelbrennkammer (ca. 880°C) bei Vollastbetrieb können mit Hilfe eines Rückführzyklons (910°C) von 200 mg N₂O/Nm³ auf 80 mg N₂O/Nm³ oder über einen Sekundärzyklon (930°C) auf bis zu 20 mg N₂O/Nm³ Rauchgas reduziert werden (BONN 1993). Die N₂O-Emissionen bei der Verbrennung von Holzhackschnitzel bewegen sich zwischen 113 mg N₂O/MJ bei kleinen Anlagen mit hohen CO-Emissionen und 3 mg N₂O/MJ bei größeren Anlagen mit optimaler Verbrennungsführung und Rauchgasreinigung (ANDERSSON und HANNEBERG 1991). Bei einer Freisetzung von 20-500 mg N₂O/Nm³ durch die energetische Nutzung von Grünabfällen würde sich das CO₂-Einsparungspotential um 5,8-14,6% auf 0,75-1,2 t CO₂/t TS verringern.

Das Aufkommen an Rost- und Flugasche, das vom Anteil an Erde, Sand und anderen Verunreinigungen sowie vom Gehalt an unverbrannten Kohlenstoffpartikeln abhängt, beträgt bei der Strohverbrennung rd. 7%. Die energetische Nutzung von Rindenabfällen (1,6-4,9% Grobasche und 0,3-1,6 % Flugasche) und Holzhackgut (0,4-0,8% Grobasche und 0,1-0,4% Flugasche) führt dagegen zu einem vergleichsweise geringen Ascheanfall (OBERNBERGER 1994). Die in den Biobrennstoffen enthaltenen Nährstoffe Phosphat (P), Kalium (K) und Kalzium (Ca) finden sich nach BIEDERMANN (1994) fast vollständig in der Aschefraktion wieder, während vom leicht flüchtigen Schwefel (S) nur 68% zurückgehalten werden (s. Abb. 22). Zu den Elementen, die ebenfalls eine höhere Flüchtigkeit aufweisen, gehören Chlor und Quecksilber. Die Chlorwasserstoffemissionen, die bereits bei Strohverbrennungsanlagen Probleme aufwerfen, könnten bei der Nutzung von Landschaftspflegeabfällen kritische Werte erreichen und Maßnahmen zu ihrer Verringerung erforderlich machen.

Eine pflanzenbauliche Verwertung der Biomasseaschen als Kalkdüngemittel auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen ist, in Anlehnung an die Verwertung von WSF-Aschen aus kohlebeschickten Anlagen, nach dem Düngemittelgesetz zulässig und kann aufgrund der basischen Aschewirkung zu Ertragssteigerung führen (LENZ et al. 1989, MÖHLENBRUCH et al. 1992, SCHMEISKY 1992). Aschen aus Biobrennstoffanlagen sind in erster Linie Kalziumdünger mit relativ hohen Anteilen an Phosphor, Kalium und Magnesium, die sich zur Substitution von Kalkdüngern eignen. Auf die Ausbringung von Zyklon- und Filteraschen von Rostfeuerungen sollte wegen deren höheren Schadstoffbelastung im Vergleich zur Rostasche verzichtet werden.

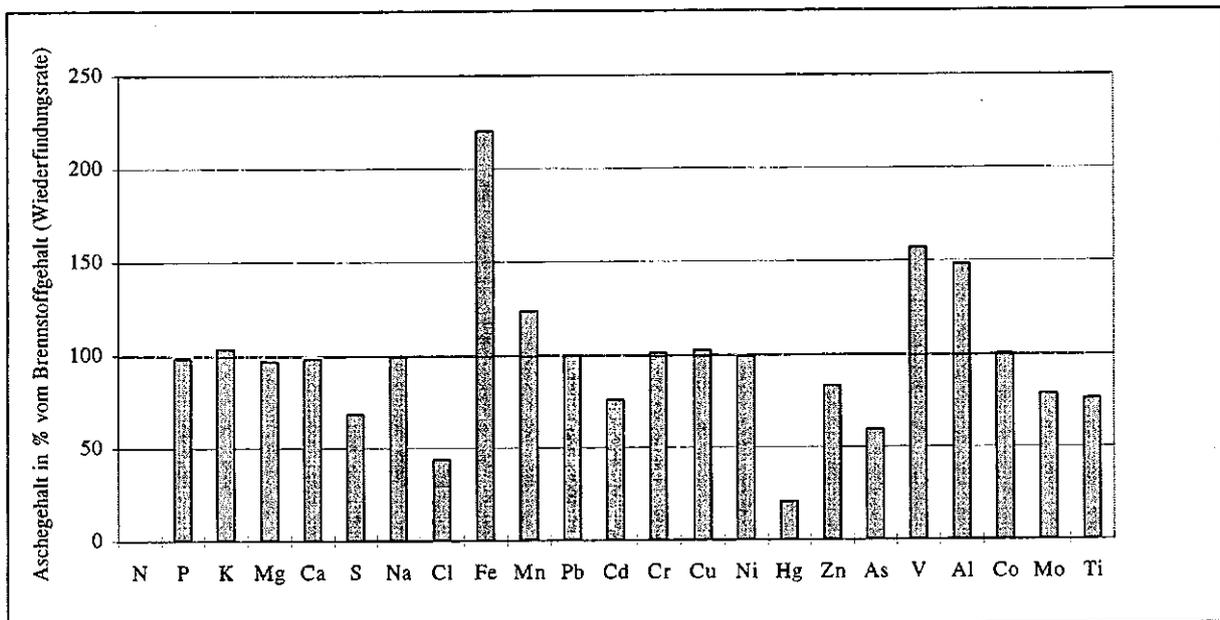


Abb. 22: Elementgehalte der Asche in Prozent vom Elementgehalt des Biobrennstoffs

Der von den Preisen für Mineraldünger abgeleitete Aschewert liegt bei rd. 150 DM/t TS (s. Tab. 37). Der Düngerwert ist wegen der eingeschränkten Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat ca. 20% niedriger als der Nährstoffwert. Die Verbrennung von Landschaftspflegeheu mit einem TS-Gehalt von 85% und einem Aschegehalt von 5% führt unter Berücksichtigung der eingeschränkten Nährstoffverfügbarkeit zu einem Aschewert von 5,10 DM/t FM. Für die stark alkalischen, kalium-, kalzium- und siliciumreichen Aschen aus Biobrennstoffanlagen gibt es noch keine Qualitätsanforderungen oder Anwendungsempfehlungen. Die indirekte Regelung der Ascheanwendung über das Düngemittelgesetz und die Düngemittelverordnung kann jedoch dazu führen, daß die Ascheausbringung durch die Phosphat- und Kaliumfracht der Aschen begrenzt wird. Eine Begrenzung der Ausbringungsmenge in Abhän-

gigkeit vom Schadstoffgehalt der Aschen erscheint allerdings naheliegender als aufgrund zu hoher Nährstoffgehalte, da die Grobasche aus Biobrennstoffanlagen große Mengen an Kupfer, Chrom und Nickel enthalten kann.

Tab. 37: Nährstoff- und Düngerwert von Aschen aus Biobrennstoffanlagen

	P_2O_5	K_2O	MgO	CaO	Nährstoffwert*	Düngerwert**
	<i>Gew.-% i.d.TS</i>				<i>DM/t TS</i>	
Rinde	1,77	4,45	5,35	32,12	135	110
Sägespäne	2,35	7,56	5,37	28,06	155	122
Hackgut	3,57	6,54	4,68	38,7	168	129
Mittelwert	2,56	6,18	5,13	32,96	153	120
Quelle: OBERNBERGER 1994 und eigene Berechnungen						
*bezogen auf Gesamtnährstoffgehalt bei Düngerpreisen: $P_2O_5 = 1,0$ DM/kg, $K_2O = 0,62$ DM/kg TS, $MgO = 0,93$ DM/kg TS, $CaO = 0,125$ DM/kg TS						
**bezogen auf die Pflanzenverfügbarkeit: $P_2O_5 = 45\%$, $K_2O = 75\%$, $MgO = 90\%$, $CaO = 90\%$						

Das im Biobrennstoff enthaltene Quecksilber (95%), Cadmium (90%) und Arsen (75%) findet sich kaum in der Asche wieder, da es größtenteils in die flüchtige Phase übergeht. Die gemäß Abbildung 22 überhöhten Wiederfindungsraten bei Eisen (Fe) und Mangan (Mn) sowie Aluminium (Al) deuten auf einen Fremdeintrag aus Abriebprozessen an Rost und Fördereinrichtungen und am Schamott hin (OBERNBERGER 1994). Angaben über maximale Schwermetallgehalte und Ausbringungsmengen bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Biobrennstoffaschen gibt es nicht. In Anlehnung an die höchstzulässigen Schadstofffrachten der Klärschlammverordnung dürften wegen der hohen Chrom-, Kupfer- und Nickelgehalte bis zu 5 t TS Asche pro Hektar und Jahr ausgebracht werden (s. Tab. 38).

Tab. 38: Schwermetallgehalte von Aschen aus Biobrennstoffanlagen und maximale Beaufschlagungsmenge

	Rostasche		Zyklonasche		Filterasche	
	<i>mg/kg TS</i>	<i>t TS/ha*a¹⁾</i>	<i>mg/kg TS</i>	<i>t TS/ha*a¹⁾</i>	<i>mg/kg TS</i>	<i>t TS/ha*a¹⁾</i>
Blei	14	107,14	58	25,86	1.053	1,42
Cadmium	1,2	6,94/13,89	21,6	0,39/0,77	80,7	0,10/0,21
Chrom	326	4,60	158	9,49	231	6,49
Kupfer	165	8,08	143	9,32	389	3,43
Nickel	66	5,05	60	5,56	63	5,29
Zink	433	7,70/9,62	1.870	1,78/2,23	12.980	0,26/0,32
Quelle: OBERNBERGER 1994 und eigene Berechnungen						
1) höchstzulässige Ausbringungsmenge bezogen auf die Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992)						

Auch der Gehalt an organischen Schadstoffen kann zu einer eingeschränkten Verwertbarkeit der Aschenährstoffe führen (s. Tab. 39). Gemessen an dem Dioxingrenzwert der Klärschlammverordnung bewegt sich die mögliche Ausbringungsmenge von 9-33 t TS/(ha-a).

Tab. 39: Organische Schadstoffgehalte von Aschen aus Biobrennstoffanlagen und maximale Beaufschlagungsmenge

		Holzasche		Rindenasche	
		Rostasche	Zyklonasche	Rostasche	Zyklonasche
PAK (Summe)	mg/kg TS	1,49	104,4	1,6	3,68
PAK (6)	mg/kg TS	0,21	49,7	0,06	0,2
PCB (Summe)	ug/kg TS	12	9,9	2,2	4,1
Benzo(a)pyren	ug/kg TS	0,003	0,62	0,015	0,007
PCDD/F	ng TEq/kg TS	13,83	18,79	5,08	6,35
Ausbringungsmenge*	t TS/ha*a	12	9	33	26
Quelle: OBERNBERGER 1994 und eigene Berechnungen					
*zulässige Ausbringungsmenge bezogen auf die Grenzwerte der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992)					

Welche Kosten bei der Aufbereitung der Biomasseasche (Mahlen, Sieben und Metallabscheidung) anfallen, hängt vom Zustand der Asche und dieser wiederum von der Feuerungstechnik und dem Biobrennstoff ab. Die von HOLZNER und RUCKENBAUER (1994) genannten Aufbereitungskosten von 210-240 DM/t TS erscheinen sehr hoch und eher untypisch für Aschen, die bei gutem Verbrennungsverlauf anfallen. Die Aufwendungen zur Ascheaufbereitung dürften die Erlöse aus dem Ascheverkauf bezogen auf den Nährstoffwert vermutlich nur um 10-30% verringern. Angesichts der hohen Schadstoffbelastung der Biobrennstoffaschen dürfte die Bereitschaft der Landwirte, die Biomasseasche zu dem errechneten Nährstoffpreis abzunehmen, gering sein. Es ist vielmehr davon auszugehen, daß auch für die Grobasche nur eine unentgeltliche pflanzenbauliche Verwertung erreicht werden kann oder möglicherweise Abnahmevergütungen erforderlich sind.

Die landwirtschaftliche Verwertung der Biomasseasche ist wahrscheinlich auch im Falle von Zuzahlungen noch mit deutlichen Kostenvorteilen gegenüber einer Ablagerung in Deponien verbunden, da hierbei, je nach Art und Verfestigungszustand des Abfalls und der Restlaufzeit der Deponie, zusätzliche Kosten von bis zu 380 DM/t TS Abfall anfallen können (MARK und NELLESSEN 1993). Die Anhebung der Sicherheitsstandards und die Möglichkeit, die Kosten zur Sanierung bereits verfallter Deponien und zur Finanzierung künftiger Rekultivierungs- und Nachsorgemaßnahmen über die laufenden Entsorgungskosten zu erwirtschaften, dürfte langfristig zu einem Anstieg der Deponiegebühren und damit zu höheren Ascheentsorgungskosten führen.

6.6 Vergleich der Behandlungswege

Die dargestellten Behandlungswege für Bio- und Grünabfälle können nur bedingt miteinander verglichen werden, da sie aus technisch-organisatorischen Gründen in unterschiedlichem Maße geeignet sind, die im Jahresverlauf in schwankenden Mengen und Qualitäten anfallenden Abfallmengen zu verarbeiten. Die Bioabfallkompostierung kann im Vergleich zu den anderen Behandlungswegen ein sehr breites Spektrum an organischen Abfällen mit wechselnder Herkunft und Zusammensetzung behandeln und besitzt dadurch das größte Abfallverwertungspotential. Auch die behandelbare Menge liegt aufgrund mit diesem Verfahren verknüpften, regelmäßigen Sammlung der Bio- und Grünabfälle mit der Biotonne mit rd. 180 kg FM/(EW·a) deutlich höher als bei den anderen Behandlungsverfahren.

Die ebenfalls sowohl Bio- als auch Grünabfälle verarbeitende Gartenkompostierung und Trockenvergärung sind nur in der Lage, 46% und 49% der bei der Bioabfallkompostierung erfaßbaren Menge zu verarbeiten. Dies liegt daran, daß bei diesen Behandlungswegen nur ausgewählte Küchenabfälle und holzarme Gartenabfälle aus dem Privatbereich sowie mikrobiell leicht abbaubare Abfälle mit geringen TS-Gehalten behandelbar sind. Unter den auf Grünabfälle spezialisierten Behandlungsverfahren hat die Pflanzenabfallkompostierung mit rd. 110 kg FM/(EW·a) ein fast dreimal so großes Behandlungspotential wie die Flächenkompostierung. Eine energetische Verwertung als Biobrennstoffe kommt nur für ein Viertel der Grünabfälle in Frage, da die Verbrennung wasser- und aschereicher Grünabfälle zu lagerungs- und verbrennungstechnischen Problemen führen würde (s. Tab. 40).

Die **Erfassung von Bio- und Grünabfällen** mit der Biotonne ist das Sammelsystem, mit dem sich die größten Mengen erfassen lassen, aber gleichzeitig auch das teuerste. Die in 14tägigem Abstand durchgeführte Sammlung verursacht je nach Siedlungsstruktur, Biotonnenvolumen und durchschnittlich erfaßter Abfallmenge Kosten zwischen 150 und 220 DM/t FM. Die spezifischen Erfassungskosten bei der Pflanzenabfallkompostierung sind ähnlich niedrig wie bei der Sammlung mit landwirtschaftlichen Fahrzeugen, da 43% der Grünabfälle kostenlos bei der Anlage angeliefert werden. Die Sammlung von Grünabfällen ist, da sie bedarfsorientiert über Straßensammlungen, Grünabfallcontainer und Wertstoffhöfe durchgeführt wird, mit um 75% geringeren Erfassungskosten verbunden als die Bioabfallfassung.

Die geringsten **Behandlungskosten** fallen trotz der z.T. hohen spezifischen Kapitalkosten bei der Gartenkompostierung an, da hierbei keine Aufwendungen für die Abfallfassung sowie keine Personal- und Betriebskosten anfallen. Die gekapselte, prozeßgesteuerte Bioabfallkompostierung und die Trockenfermentation stellen mit Behandlungskosten von 300-580 DM/t Input die kostenintensivsten biologischen Verfahren dar.

Tab. 40: Vergleich der verfahrensspezifischen, technisch-ökonomischen und umweltrelevanten Kenngrößen

		GAK	FLK	PFK	BAK	TRV	BBA
<i>Technisch-ökonomische Kenngrößen</i>							
Erfassbare Menge	kg FM/EW*a	83	40	114	179	88	30
Anlagengröße	jato FM _{in}	0,1-0,3	-	1.000-10.000	12.000-20.000	5.000-10.000	5.000-10.000
Behandlungsdauer	Monate	6-12	12-36	4-6	3-4	2-3	-
Erfassungskosten	DM/t FM _{in}	-	40-80	30-60	150-220	150-220	85-110
Investitionsbedarf	DM/jato	300-960	-	170-760	560-1.440	1.000-1.700	900-1.600
Behandlungskosten	DM/t FM _{in}	55-165	20-50	60-120	150-300	220-370	44-62 ¹⁾
Erlöse f. Strom/Wärme	DM/t FM _{in}	-	-	-	-	20-44	(-65)-47
Erlöse f. Kompost/Asche	DM/t FM _{in}	-	-	6-17	6-17	6-17	(5) ²⁾
Netto-Gesamtkosten	DM/t FM _{in}	55-165	60-130	73-174	283-514	309-564	38-175
<i>Umweltrelevante Kenngrößen</i>							
Flächenbedarf	m ² /jato FM _{in}	2-3	130-1.000	0,38-1,83	0,15-0,8	0,15-0,3	0,1-0,3
Energieverbrauch³⁾	1 DK/t FM	0,75-1	2,5-3	6-8	80 (kWh _{el})	85 kWh _{el} / 50 kWh _{th}	n.b.
Energiegewinn (netto)	kWh _{el} /kWh _{th}	-	-	-	-	120 kWh _{el} / 255 kWh _{th}	0,68 MWh _{el} / 2,44 MWh _{th}
Abwassermenge	l/t FM	-	-	(0-25)-320	40-300	180-230	-
Abwasserbelastung	g O ₂ BSB ₅ /CSB/l	-	-	-	0,5-24/1,1-36	2-5/1,3-5	-
Klimagasemissionen	kg CO ₂ -Äq./kg TS _{in}	n.b.	-	52	553	n.b.	752-1.200
Geruchsemissionen	GE/s	n.b.	-	n.b.	2.300-2.500	900-1.200	-
Behandlungstemperatur	°C	10-15/20-40	Bodentemp.	40-70	50-60	55	800-1.000
<small>GAK=Gartenkompostierung, FLK=Flächenkompostierung, PFK=Pflanzenabfallkompostierung, BAK=Bioabfallkompostierung, TRV=Trockenfermentation, BBA=Biobrennstoffanlage 1)= Spezifische Fixkosten in DM/MWh_{in}/a, 2)=Ascherlöse wurden nicht berücksichtigt, da Deponierung unterstellt wurde, 3)=ohne Erfassung und Produkt- bzw. Reststoffverwertung</small>							

Durch die Abfallvergärung kann im Vergleich zur energetischen Verwertung von Grünabfällen in Biobrennstoffanlagen nur ein Neuntel der Energie gewonnen werden. Allerdings ist dabei zu berücksichtigen, daß der Energiegehalt des Ausgangsmaterials bei der Verbrennung (>85% TS) deutlich höher ist als bei der Vergärung (<30% TS). Die Erlöse aus dem Strom- und Wärmeverkauf sind höher als die aus dem Kompostverkauf, führen aber angesichts der höheren Behandlungskosten zu keiner spürbaren Kosteneinsparung. Der erzielbare Marktwert von Kompost, der zwischen 6 und 17 DM/t FM Bio- und Grünabfall liegt, trägt zu keiner spürbaren Verringerung der Behandlungskosten bei. Vielmehr ist damit zu rechnen, daß bei weiter ansteigendem Kompostangebot die geringen Erlöse durch höhere Distributionskosten aufgezehrt werden oder Abnahmevergütungen erforderlich sind.

Bei der Garten- und Flächenkompostierung treten keine **Reststoffe** auf, während in den Bio- und Pflanzenabfallkompostierungsanlagen entsorgungspflichtige Störstoffe und innerhalb der Rottezeit nicht abgebaute, ligninreiche Siebüberläufe anfallen. Die in den Biobrennstoff-

anlagen erzeugte Grobasche kann als nährstoffreicher Kalkdünger verwertet oder zusammen mit der schadstoffreichen Filter- und Zyklonasche deponiert werden.

Pflanzenabfallkompostierungsanlagen haben wegen der längeren Rottedauer einen höheren **Flächenbedarf** als die durchsatzstarken Bioabfallkompostierungs- oder Trockenfermentationsanlagen, die wegen der Vereinfachung im Genehmigungsverfahren über zunehmend größere Verarbeitungskapazitäten verfügen. Bei der Flächenkompostierung, die einen sehr großen Flächenbedarf hat und deshalb nur in ländlichen Regionen anwendbar ist, handelt es sich nicht um einen Flächenverbrauch im engeren Sinne, da die Produktionsfunktionen der Ackerflächen durch die Feldrotte meistens nicht beeinträchtigt, sondern z.T. verbessert werden können.

Durch die verfahrensbedingte Kapselung der Vergärungsanlage und die geringeren Abluftströme bei der Nachrotte ist die **Geruchsfracht** dort nur halb so hoch wie bei der eingehausten Kompostierung. Beide Behandlungstechniken können wegen der Anlagenkapselung und der Abluftdesodorierung trotz der geruchsintensiveren Abfallmischung zu einer geringeren Geruchsfreisetzung führen als dies bei der Garten- oder Pflanzenabfallkompostierung der Fall ist. Dort können in den Sommermonaten Geruchsbelästigungen durch das Entweichen von reduzierten, vor allem bei Umsetzvorgängen freiwerdenden Verbindungen aus vernähten Zonen der Kompostmieten auftreten. Biobrennstoffanlagen haben kein nennenswertes Geruchsproblem, da der hohe TS-Gehalt der Grünabfälle den mikrobiellen Abbau weitgehend hemmt.

Die Garten- und Flächenkompostierung sind wegen der Versickerung des überschüssigen Prozeßwassers in den Boden und die Biobrennstoffanlage wegen der hohen TS-Gehalte der zu verbrennenden Grünabfälle nahezu abwasserfrei. In den Pflanzenabfallkompostierungsanlagen ist das **Abwasseraufkommen** und dessen Belastung gering, kann aber in nicht überdachten Anlagen aufgrund des Niederschlagseinflusses hoch sein. In den Vergärungsanlagen fällt mehr Abwasser an als in Bioabfallkompostierungsanlagen, da der Wassergehalt der Rotteausgangsmaterialien höher ist und das überschüssige Prozeßwasser nicht zur Befeuchtung des Rottekörpers verwendet werden kann. Die CSB- und BSB₅-Belastung ist dagegen bei Kompostierungsverfahren höher als bei der Vergärung.

Im Gegensatz zur Bioabfallkompostierung in gekapselten Anlagen werden bei der Pflanzenabfallkompostierung in Abhängigkeit von den äußeren Witterungsbedingungen die für eine ausreichende **Hygienisierung** erforderlichen Temperaturen und Einwirkungsperioden nicht immer erreicht. Die mangelhafte Entseuchungsleistung bei der Flächen- und Gartenkom-

postierung wird durch den gezielten Ausschluß bedenklicher Abfälle weitgehend ausgeglichen.

Die Kompostierung ist wegen des Bedarfs an fossiler Energie zur Mietenumsetzung und Ablufterfassung sowie der während der Rotte stattfindenden Methan- und Distickstoffoxidemissionen **nicht klimaneutral**. Die gemessen an der Pflanzenabfallkompostierung um den Faktor 10 höhere Menge an CO₂-Äquivalenten bei der Bioabfallkompostierung wird möglicherweise durch den Biofilter reduziert. Die Bedeutung der Gartenkompostierung als Quelle zusätzlicher Treibhausgase dürfte angesichts des Anteils an Küchenabfällen und den nicht stattfindenden Umsetzungsvorgängen zwischen diesen Werten liegen. Der Beitrag der Vergärung zur Verringerung der zusätzlich freigesetzten Treibhausgasemissionen könnte durch eine Methanausgasung bei der Nachrotte des Gärrückstandes ein stark negatives Vorzeichen bekommen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, daß bei der abfallvermeidenden Gartenkompostierung geringe Behandlungskosten und eine kreislauforientierte Humus- und Nährstoffversorgung Geruchsemissionen und klimarelevanten Gasemissionen sowie einer unzureichenden Hygienisierungsleistung gegenüberstehen. Die Flächenkompostierung hat den Vorteil einer gesicherten stofflichen Abfallverwertung und kann einen temporären Beitrag zum Erosionsschutz und Klimaschutz leisten. Auf der anderen Seite besteht die Gefahr der Verschleppung von Phytopathogenen und Fremdstoffen. Die Pflanzenabfallkompostierung führt zu geringeren Behandlungskosten und besseren Absatzchancen für Kompost als die Bioabfallkompostierung, hat aber einen höheren Flächenbedarf und kann Geruchs- und Abwasserprobleme sowie phytomedizinische Risiken mit sich bringen.

Die Bioabfallkompostierung führt zu hohen Kompostmengen und Behandlungskosten. Dies kann als Vorteil angesehen werden, weil der Organikgehalt im Restabfall weitgehend verringert wird und weil die durch Maßnahmen zur Abluftdesodorierung oder Abwasserreinigung verursachten Mehrkosten mit einer geringeren Umweltbelastung verbunden sind. Der hohe Abfallerfassungsgrad könnte allerdings zu einer Verschlechterung der Kompostqualität und dadurch zu einer höheren Umweltbelastungen durch die Kompostverwertung sowie zu einem Rückgang der abfallvermindernden Leistung der Gartenkompostierung führen.

7. Bewertung umweltrelevanter Aspekte

Die im vorangegangenen Kapitel dargestellten umweltrelevanten Kenngrößen zur stofflichen und energetischen Behandlung von Bio- und Grünabfällen können ohne zusätzliche Informationen über deren relative Bedeutung nicht in einer abschließenden Gesamtbewertung zusammengefaßt werden, weil die einzelnen Behandlungsverfahren sowohl positive als auch negative ökologische Wirkungen aufweisen. In diesem Kapitel sollen Bewertungshilfen für die wichtigsten Umweltaspekte aufgezeigt werden, die geeignet sind, die Abwägungen zwischen Umweltvorteilen einerseits und Umweltteilen andererseits zu erleichtern und eine Antwort zu geben auf die Frage, welche Wege bei der Behandlung organischer Abfälle unter Berücksichtigung von Umweltgesichtspunkten beschränkt werden sollten.

7.1 Bewertungsansätze und -methoden

Eine erste Bewertung der Umweltgesichtspunkte ergibt sich aus der Gegenüberstellung der verfahrensspezifischen umweltrelevanten Sachinformationen. Die vergleichende Beurteilung ermöglicht es, relative Aussagen darüber zu machen, welche Option beim Alternativenvergleich aufgrund einer in allen wichtig erscheinenden Umweltaspekten günstigeren Sachbilanz zu bevorzugen ist. Die Bewertung ökologischer Kenngrößen anhand vergleichender Sachbilanzen stößt an ihre Grenzen, wenn aufgrund gegenläufiger Aussagen bei den betrachteten Einzelwirkungen der untersuchten Handlungsoptionen kein eindeutiger „Umweltsieger“ erkennbar ist. Insbesondere die Bewertung von Umweltveränderungen mit entgegengesetzten Vorzeichen kann ohne zusätzliche Bewertungshilfen nicht durchgeführt werden. Mit einer Sachbilanz können auch keine Aussagen darüber gemacht werden, welches Gewicht die Umweltauswirkungen der Behandlungsverfahren im Verhältnis zur aktuellen Umweltbelastung und zu bestehenden Umweltqualitätszielen haben. Darüber hinaus besteht bei Sachbilanzen die Gefahr, daß nur die Schadstoffe herangezogen werden, bei denen eine gute Datenbasis vorliegt, die aber nicht notwendigerweise auch die wirklich relevanten Schadstoffe sein müssen.

Ein kurzer Abriß über die derzeit diskutierten Methoden zur Beurteilung umweltrelevanter Sachverhalte soll zeigen, inwieweit bestehende Bewertungsansätze oder Teile davon geeignet sind, die für den vorliegenden Verfahrensvergleich relevanten Umweltaspekte zu bewerten. Folgende Methoden werden nachfolgend auf ihre Tauglichkeit als Bewertungshilfen überprüft:

- die Methode der Kritischen Belastungsmengen,
- das Ökopunkte-Modell,
- die Massenintensität pro Serviceeinheit (MIPS),
- der Kumulierte Energieaufwand (KEA),
- die Wirkungsbilanzierung und
- die Bewertung über Monetarisierungsverfahren.

Bei der in der Schweiz entwickelten Methode der „Kritischen Belastungsmengen“ werden die emittierten Stofffrachten im Verhältnis zu den gesetzlich festgelegten Luft- und Wassergrenzwerten gewichtet (BUWAL 1990). Daraus ergeben sich als „Kritische Volumen“ bezeichnete Werte, die allerdings nur als reine Rechengrößen zu verstehen sind, da pro Volumeneinheit immer nur ein Schadstoff betrachtet wird. Die Methode hat den Vorteil, daß verschiedene, über den Luft- und Wasserpfad emittierte Umweltbelastungen zu einer „Kritischen Luftmenge“ oder einer „Kritischen Wassermenge“ zusammengefaßt und mit den Kritischen Luft- und Wassermengen anderer Verfahren oder Produkte verglichen werden können.

Voraussetzung für das Berechnen von „Kritischen Mengen“ ist, daß für jeden der zu bewertenden Einzelaspekte ein Grenzwert, ein Qualitätsziel oder eine andere „Kritische Größe“ abgeleitet werden kann. Zur Ableitung von Umweltbelastungsgrenzen werden in der Regel die MIK-Werte (Maximale Immissionskonzentration) oder MAK-Werte (Maximale Arbeitsplatzkonzentration) herangezogen. Der Nachteil der Kritischen Luft- und Wassermengen ist, daß andere umweltrelevante Größen, wie z.B. der Verbrauch an fossiler Energie oder der Bedarf an Deponievolumen, aufgrund fehlender Umweltqualitätsstandards nicht bewertet werden können.

Die auf der Basis der Kritischen Luft- und Wassermengen entwickelte Methode zur Berechnung von „Ökopunkten“ bietet die Möglichkeit, verschiedenartige Wirkungen und Verbrauchsangaben anhand einer Kenngröße darzustellen. Dadurch wird die Benutzerfreundlichkeit des Systems entscheidend erhöht. Zur Ermittlung der Ökopunkte werden die Kritischen Größen nicht im Verhältnis zu einem Grenzwert abgeleitet, sondern anhand eines „Kritischen Flusses“ in einem bestimmten Referenzgebiet und Referenzzeitraum bestimmt (BUWAL 1991). Durch diese Vorgehensweise können auch der Energieverbrauch, die Flächennutzung und die Freisetzung nicht toxischer Stoffe bewertet werden.

Ein Vorteil des Ökopunkte-Modells ist, daß die ökologische Knappheit, d.h. das Verhältnis zwischen den anthropogen bedingten Umweltbelastungen und der Aufnahme-, Puffer- und Abbaufähigkeit der natürlichen Umwelt gegenüber Fremd- und Schadstoffen in der Bewertung berücksichtigt wird. Vereinfachend wird dabei unterstellt, daß zwischen der Belastung und der Belastbarkeit ein linearer Zusammenhang besteht. Da das Maß der aktuellen Umweltbelastungen und der Pufferfähigkeit unabhängig von der zu bewertenden Verfahrensoption ist, kann für jede Umweltbelastung ein „Öko-Faktor“ angegeben werden. Aus der Multiplikation der Sachbilanzwerte mit dem jeweiligen Öko-Faktor ergeben sich die Ökopunkte. Die Ökopunkt-Methode hat den Nachteil, daß sie mit Schwierigkeiten bei der Konkretisierung und bei der Konsensbildung und im Hinblick auf die zumutbare Belastbarkeit der Umwelt und deren Grenzen verbunden ist.

Die Bewertungsmethoden MIPS (Massenintensitäten pro Serviceeinheit) und KEA (Kumulierter Energieaufwand) stellen alternative Ansätze zur ökologischen Charakterisierung verschiedener Verfahrenstechniken mit Hilfe einer aggregierten, dimensionslosen Bewertungszahl dar. Das Ziel dieser Vorgehensweise ist es, mit Hilfe einer einfach erfaßbaren Größe das Umweltbelastungspotential abzuschätzen und dadurch den für Einzelbewertungen notwendigen Arbeits- und Kostenaufwand zu begrenzen.

Die zentrale Bewertungsgröße im MIPS-Konzept ist der absolute, möglichst vollständig von den Vorprodukten bis zur Endnutzung erfaßte Masseninput pro untersuchter Serviceoption (SCHMIDT-BLEEK 1993). Ein Nachteil von MIPS ist, daß die Massenverbräuche unabhängig davon, ob es sich um mineralische, fossile oder nachwachsende Ressourcen handelt, addiert werden. Die spezifische Umwelttoxizität von Stoffströmen und der Flächenverbrauch müssen dabei ergänzend berücksichtigt werden. Die systembewertende Größe bei KEA stellt der Energieverbrauch dar, der für jeden Prozeßschritt nach vorgegebenen Regeln als Primärenergieaufwand ermittelt wird (MAUCH 1993a, 1993b). Der Energiebedarf kann als hilfreiche ökologische Meßzahl herangezogen werden, da er für eine Vielzahl an negativen Umweltveränderungen verantwortlich ist, die mit der Energiebereitstellung und dem Energieverbrauch verbunden sind.

Ob die vereinfachte Umweltbewertung mit Hilfe von KEA und MIPS eine Alternative zu komplexen Datenerfassungs- und Bewertungssystemen darstellen kann, hängt davon ab, ob eine darauf aufbauende Entscheidungsfindung zu einem ähnlichen Ergebnis führt wie umfassende Stoffstrombilanzierungen und wirkungsspezifische Bewertungsansätze. Da viele Umweltauswirkungen, wie z.B. der Treibhauseffekt, die Versauerung und die Ozonbildung direkt oder indirekt mit dem Energieverbrauch gekoppelt sind, erscheint der Kumulierte

Energieaufwand als eine geeignete Ergänzung zum MIPS-Ansatz, der aufgrund der Heterogenität der zusammengefaßten Stoffmassen keine vergleichbar enge Korrelation zwischen der Bewertungsgröße „Massenintensität“ und den damit verknüpften Umwelteffekten aufweist.

Im Gegensatz zu den Verfahren, die nur den Energie- oder Massenverbrauch als Bewertungsgröße heranziehen, versucht die „Wirkungsbilanzierung“ die ökologisch relevanten Emissionen anhand gleicher Wirkungsmechanismen zusammenzufassen (VNCI 1991). Die Bewertung der errechneten Summenäquivalente kann im direkten Vergleich zwischen den Behandlungsoptionen und in Relation zur regionalen sowie nationalen Gesamtbelastung erfolgen. Die Wirkungsbilanzierung hat den Vorteil, daß die Umweltaspekte nicht nur anhand ihrer wichtigsten Wirkungsweise beurteilt werden, sondern daß dabei auch anders gelagerte Umweltveränderungen berücksichtigt werden. Der Nachteil dieses Bewertungsverfahrens ist, daß es aufgrund mangelnder Kenntnisse über Wirkungsmechanismen und Berechnungsverfahren in vielen Fällen sehr schwierig ist, ähnlich wirkende Emissionen zu einer Bewertungseinheit zusammenzufassen.

Am sichersten lassen sich Umweltveränderungen noch auf der primären Wirkungsebene erfassen, weil hier die bei sekundären oder tertiären Effekten anzutreffende Problematik der zeitlichen und räumlichen Diskrepanz zwischen Emissionen, Immissionen und nachweisbaren Umweltveränderungen nicht auftritt. Aus diesem Grund werden bei der Bewertung klimarelevanter Gasemissionen die Änderungen der Strahlungsabsorption im Infrarotbereich (primäre Wirkung) und nicht die globalen Temperaturveränderungen (sekundäre Wirkung) und die ökologischen Folgewirkungen aufgrund von Klimaveränderungen (tertiäre Wirkung) bilanziert. In der Fachwelt besteht weitgehender Konsens darüber, daß die primäre Wirkungsbilanzierung das geeignete Aggregationsverfahren zur Beurteilung der Klimarelevanz von Verfahren und Produkten darstellt (UBA 1995). Die verschiedenen Klimagasemissionen werden dabei anhand ihrer stoffspezifischen und vom Betrachtungszeitraum abhängigen Fähigkeit zur Absorption von Infrarotstrahlen im Verhältnis zu Kohlendioxid (CO₂) in CO₂-Äquivalente umgerechnet und zusammengefaßt.

Die Bewertung human- und ökotoxikologisch wirksamer Substanzen mit Hilfe einer Wirkungsbilanzierung dürfte angesichts der Komplexität der Primär- und Sekundärwirkungen problematischer sein als die Bilanzierung von Gasemissionen mit unterschiedlichem Treibhauspotential. Die Erfassung des human- und ökotoxikologischen Wirkungsspektrums setzt voraus, daß Dosis-Wirkungs-Beziehungen zur Verfügung stehen, mit deren Hilfe sich nicht nur monokausale, sondern auch multikausale Schadenszuordnungen durchführen lassen. Da

die Wirkungsnetzungen von synergistischen oder antagonistischen Umwelteffekten noch unzureichend erforscht sind, ist die Ableitung prospektiver ökologischer Schaden-Nutzen-Analysen auch unter Zuhilfenahme retrospektiver Erhebungen eine sehr unsichere Angelegenheit.

Der Wunsch, ökologische und wirtschaftliche Aspekte miteinander verrechnen zu können, hat zur Entwicklung von Bewertungsverfahren geführt, die versuchen, Umweltwirkungen anhand der durch sie entstandenen volkswirtschaftlichen Schäden zu bewerten. Diese sogenannten Monetarisierungsverfahren können angewandt werden, wenn qualitative oder quantitative Schadenszusammenhänge erkennbar und technische Verfahren verfügbar sind, um die Schäden zu vermeiden oder zu beheben.

Beim Schadenskostenansatz werden die finanziellen Aufwendungen berechnet, die notwendig sind, um bereits erfolgte negative Umweltveränderungen rückgängig zu machen. Abschätzungen über die durch Umweltbelastungen oder Umweltschäden verursachten volkswirtschaftlichen Verluste haben den Nachteil, daß sie einen großen Erhebungsaufwand verursachen und zu derart hohen Schadenskosten führen können, daß ihre Internalisierung den betriebswirtschaftlichen Kostenrahmen sprengen würde. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn irreversibel verloren gegangene Werte als Folge nicht umkehrbarer Umweltschäden monetarisiert werden sollen.

Beim Vermeidungskostenansatz werden die Ausgaben angesetzt, die bei der Verringerung bzw. Vermeidung von Umweltbelastungen anfallen. In der Regel sind die Kosten zur Linderung von Folgewirkungen oder zur Beseitigung von Umweltschäden deutlich höher als die Vermeidungskosten. Die Vermeidungskosten lassen sich anhand von Grenz- und Richtwerten und anhand der Investitionen und Betriebskosten, die zu ihrer Einhaltung oder Unterschreitung mit technischen Hilfsmitteln notwendig sind, ermitteln. Die anlagen- und prozeßspezifischen Vermeidungskosten haben den Nachteil, daß sie mehr vom Stand der Vermeidungstechnik und Gesetzgebung als von der Schadenswirkung und vom Werteverlust bestimmt werden.

Die Ableitung von Umweltkosten in Anlehnung an verfahrensspezifische Grenzwerte kann zu Kosteneffizienzen führen, sofern das angestrebte, gesetzlich verankerte Umweltqualitätsziel durch die rechtlichen Vorgaben nicht oder nur zufällig mit den geringsten volkswirtschaftlichen Aufwendungen erreicht werden kann. Diese Gefahr kann durch die Festlegung von maximal tolerierbaren Emissionen oder Immissionen und die Vergabe von Umweltnutzungsrechten, die als Lizenzen oder Zertifikate handelbar sind, verringert werden. Ein Beispiel für die staatliche Vergabe eines gesetzlich geregelten Umfangs an Umweltbe-

lastungen, die als Wirtschaftsgut auf dem freien Markt gehandelt werden können, ist das US-amerikanische Luftreinhaltungsgesetz von 1990, auf dessen Grundlage den Emittenten Umweltnutzungsrechte für Schwefeldioxid und Stickoxid aus Kraftwerken (Clean Air Act) zugeteilt wurden.

Die Bewertung von Umweltaspekten anhand von Schadensvermeidungs- oder Schadensbehebungskosten hat den Nachteil, daß bei ihnen diejenigen Umweltaspekte, bei denen technische Maßnahmen zur Schadensbegrenzung möglich sind, oder das Ausmaß der Umweltschäden bekannt ist, im Vordergrund stehen. Ökologisch positive Begleiterscheinungen werden dagegen erst dann finanziell honoriert, wenn sie nicht mehr gratis zur Verfügung stehen. Der Wert, den die Gesellschaft einer weniger belasteten Umwelt beimißt, kann in diesem Fall nur durch das Abfragen der Zahlungsbereitschaft ermittelt werden.

Die anhand von Meinungsumfragen erhobenen Aussagen können allerdings nur eingeschränkt verwertet werden, da die Bereitschaft, einen Teil des verfügbaren Einkommens für Umweltschutzmaßnahmen auszugeben, sehr stark von der wirtschaftlichen Situation und der Betroffenheit der Befragten abhängig ist. Hinzu kommt, daß die individuellen Einschätzungen über die anzusetzenden Werte weit auseinandergehen können und in der Regel die Sensibilität gegenüber Umweltbelastungen groß, aber die persönliche Opferbereitschaft gering ist (WITTE et al. 1992). Die Bewertung von positiven Umwelteffekten oder Umweltschutzmaßnahmen anhand von Erhebungen über die Zahlungsbereitschaft eignet sich auch wegen der Abweichungen zwischen der in Umfragen bekundeten und der tatsächlichen Zahlungsbereitschaft nur bedingt als Hilfsmittel zur Monetarisierung ökologischer Wohlfahrtseffekte.

7.2 Vorgehensweise

Von den betrachteten Methoden zur ökologischen Beurteilung von Verfahren oder Produkten erscheinen die Bewertungsverfahren KEA und MIPS allein nicht geeignet, um die verschiedenartigen Umweltaspekte zu bewerten, die mit der stofflichen oder energetischen Verwertung organischer Abfälle verbunden sind und einer Bewertung unterzogen werden sollen. Die Bilanzierung von Primärwirkungen stellt eine interessante Bewertungsmethode dar, kann aber nicht durchgehend verfolgt werden, weil die hierfür erforderlichen Wirkungsbeziehungen bis auf wenige Ausnahmen noch unzureichend erforscht sind. Die Wirkungsbilanzierung kann deshalb nur bei der Bewertung unterschiedlich wirksamer Treibhausgase eingesetzt werden. Der Vermeidungskostenansatz wird, sofern es die Datenlage

zuläßt, in allen Teilbewertungen als Bewertungsgröße herangezogen, weil er die zusammenfassende Bewertung zwischen verschiedenen Umweltaspekten einerseits und ökonomischen Angaben und Umweltkenngrößen andererseits vereinfacht. Die Kosten zur Vermeidung oder Verringerung von Umweltbelastungen erlauben allerdings keine Aussagen über die relative Bedeutung der ökologischen Wirkungen, da sie von umweltpolitischen Zielen, gesetzlichen Bestimmungen und technisch-ökonomischen Parametern bestimmt werden.

Die Bewertung der im vorhergehenden Kapitel genannten Umweltaspekten soll anhand der folgenden Bewertungskriterien durchgeführt werden:

- Vergleich der belastenden und entlastenden Wirkung
 - zwischen den diskutierten Behandlungsverfahren,
 - mit bestehenden Empfehlungen oder Richtwerten über tolerierbare verfahrens- und produktspezifische Belastungen und
 - mit der bestehenden, natürlichen und anthropogen bedingten Hintergrundbelastung,
- relative Bedeutung der Wirkung im Vergleich zu anderen Prozessen oder Produkten,
- Kompatibilität mit nationalen und regionalen Umweltqualitätszielen sowie der Grad der Ausschöpfung von zulässigen Umweltbelastungen und
- Kosten der Vermeidung umweltbelastender Wirkungen.

Die Bewertung von Umweltaspekten mit unterschiedlichen „Meßblättern“ kann möglicherweise dazu beitragen, die Bewertungssicherheit zu erhöhen. Sie ist aber arbeits- und zeitintensiv und kann aufgrund der Datenbasis, die nicht oder nicht immer im erforderlichen Maße bei allen Umweltaspekten zur Verfügung steht, nur teilweise angewandt werden kann.

Um die Bewertung abarbeitbar und überschaubar zu gestalten, muß die Anzahl der zu bewertenden umweltrelevanten Aspekte auf diejenigen Merkmale konzentriert werden, die für den Vergleich von Bedeutung sind und deshalb einer eingehenden Bewertung unterzogen werden sollen. Die Auswahl wird sowohl durch den wissenschaftlichen Erkenntnisstand und die Datenverfügbarkeit als auch die aktuelle gesellschaftliche Relevanz der einzelnen Umweltaspekte beeinflusst. Welche Umweltwirkungen von gesellschaftspolitischer Bedeutung sind, läßt sich anhand der bestehenden globalen, nationalen oder regionalen

len Umweltqualitätsziele ablesen. Globaler Konsens besteht z.B. darüber, die Freisetzung klimarelevanter Gase zu verringern, da diese aufgrund ihrer Lebensdauer und Durchmischbarkeit zu global wirksamen, ökologischen Veränderungen mit großem Schädigungspotential führen können.

Zu den nachfolgend betrachteten Umwelteinflüssen, gehören insbesondere diejenigen Veränderungen, die gemäß den Richtlinien der SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) wegen ihres Schädigungspotentials und ihrer Wirkungsdauer in jeder ökologischen Wirkungsbilanzierung und Verfahrensbewertung enthalten sein sollten (SETAC 1993a, 1993b). Es handelt sich dabei um den Verbrauch an endlichen Ressourcen (z.B. fossile Energieträger), die Freisetzung klimarelevanter Gase, den Flächenverbrauch und die Bildung sowie Verteilung von human- und ökotoxikologischen Verbindungen. Die Nährstoffwirkung, die Geruchs- und Keimemissionen sowie die Abwasserbelastung werden ebenfalls in die Bewertung aufgenommen, obwohl ihre Wirkungen zeitlich und räumlich begrenzt sind.

Die für den Behandlungsvergleich wichtigen Umweltveränderungen werden anhand der untenstehenden, gemäß ihrer räumlichen und zeitlichen Wirkungsdauer gegliederten Reihenfolge bewertet:

- Tiefgreifende (und z.T. global wirksame) Umweltveränderungen mit Langzeiteffekten
 - Energieverbrauch und Klimagasemissionen
 - Torfsubstitution
- Umweltveränderungen mit mittelfristiger Wirkungsdauer und regionaler Bedeutung
 - Flächenbedarf
 - Bildung und Verteilung langlebiger organischer Schadstoffe
 - Schwermetalleintrag
 - Nährstoffzufuhr
- Zeitlich und räumlich stark begrenzte Umweltveränderungen
 - Keim- und Geruchsemissionen
 - Abwasserbelastung

7.3 Energieverbrauch und Klimagasemissionen

Der Energieverbrauch wird aufgrund fehlender Übereinkommen über den tolerierbaren spezifischen und den gesamten Verbrauch an fossilen Energieträgern anhand eines Vergleichs zwischen den Verfahren und der damit verbundenen zusätzlichen Freisetzung von Kohlendioxid und anderen klimarelevanten Gasen bewertet.

Mit Ausnahme der Gartenkompostierung ist bei allen Verfahren zur Bio- und Grünabfallerrfassung eine von der Struktur des Siedlungs- und Naturraumes und der Lage der Behandlungsanlage abhängige Energiemenge erforderlich. Der spezifische Energieverbrauch ist bei der in 14tägigen Intervallen stattfindenden Bioabfallsammlung deutlich höher sein als bei der bedarfsorientierten, in unregelmäßigen Abständen durchgeführten Grünabfallsammlung. Der mit der Erfassung der Bio- und Grünabfälle verbundene Energieverbrauch ist außerdem sehr stark von den standortlichen Gegebenheiten und der Organisation der Abfallsammlung abhängig. Deshalb wird die Abfallerrfassung bei der Berechnung des behandlungsspezifischen Energieverbrauchs ausgeklammert. Der Energiebedarf zur Herstellung von Fahrzeugen, Maschinen und Gebäudeteilen wird ebenfalls nicht berücksichtigt, da der Energieverbrauch bei vorgelagerten Prozeßketten erfahrungsgemäß um eine Zehnerpotenz geringer ist als beim eigentlichen Verfahren (FRANKE 1992).

Die durch den Verbrauch fossiler Energieträger und durch andere verfahrensbedingte Prozesse zusätzlich freigesetzten klimarelevanten Gase Kohlendioxid, Methan und Distickstoffoxid werden über die Wirkungsbilanzierung anhand von CO₂-Äquivalenten aggregiert (s. auch Kapitel 6). Wegen der unterschiedlichen Lebensdauer der Gase ist das Ergebnis der Wirkungsbilanzierung davon abhängig, welche Faktoren zur Umrechnung der klimarelevanten Spurengase in CO₂-Äquivalente herangezogen werden. Diese können je nach Betrachtungszeitraum bei Methan zwischen 62 (20 Jahre) und 24,5 (100 Jahre) und beim Distickstoffoxid zwischen 270 und 320 liegen (GRASSL 1995). Die nachfolgend verwendeten Umrechnungsfaktoren für Methan (42) und Distickstoffoxid (280) beziehen sich auf einen mittleren Zeithorizont von 35 Jahren.

Die Kompostierungsverfahren benötigen für Konditionierungs- und Umsetzarbeiten fossile Energie, können aber durch Substitutionsprozesse auch zur Energieeinsparung beitragen. Über den Ersatz von mit fossilen Energieträgern hergestellten Mineraldüngernährstoffen durch die in den flächenkompostierten Grünabfälle, im Kompost und in der Biomasseasche enthaltenen Nährstoffe können CO₂-Einsparungen von 33-59 kg CO₂-Äq./t TS erzielt werden (s. Tab. 41). Dieses Vermeidungspotential verringert sich auf 3-17 kg CO₂-Äq./t TS, wenn der im Anwendungsjahr verfügbare Nährstoffanteil (15% N, 37% P₂O₅, 68% K₂O

und 13% MgO bzw. CaO) angerechnet wird. Eine Schlechtschrift wegen höheren N₂O-Emissionen nach der Kompostanwendung wird nicht angesetzt, da der Anteil des Stickstoffs, der als Distickstoffoxid an die Atmosphäre abgegeben wird, mit 7% eine ähnliche Größenordnung einnimmt wie bei der Mineraldüngung (SIMARMATA et al. 1990).

Eine weitere CO₂-Gutschrift durch die Kompostanwendung kann bei der Torfsubstitution angesetzt werden, da die Wiedereinbindungsrate wegen der sehr langsamen und flächenreduzierten Torfneubildung geringer ist als die durch mikrobielle Abbauvorgänge freigesetzte CO₂-Menge. Die CO₂-Einsparung liegt bei rd. 120 kg/t FM Input, wenn man davon ausgeht, daß aufgrund des geringeren Volumengewichts und Organikgehaltes (s. Tab. 30) die sechsfache Menge Kompost aufgebracht werden muß, um eine Einheit Torf zu ersetzen. Die CO₂-Gutschrift ist allerdings mit einem Fragezeichen zu versehen, da bislang nur ein kleiner Teil des erzeugten Komposts als Torfsubstitut eingesetzt wird und der Austauschvorgang zu einer zusätzlichen Freisetzung von CO₂-Äquivalenten führt. Die Torfsubstitution müßte insbesondere dann mit einer Schlechtschrift versehen werden, wenn die in CO₂-Äquivalente umgerechneten Methanemissionen nicht trockengelegter und abgetorfeter Moore größer sind als die eingesparte CO₂-Menge.

Tab. 41: CO₂-Einsparung als Folge der Substitution mineralischer Nährstoffe durch Kompost, Holz- und Grünhäcksel oder Mischasche

	kg CO ₂ -Äq./t TS Nährstoff		N ^{*1)}	P ₂ O ₅ ^{*2)}	K ₂ O ^{*3)}	MgO ^{*4)}	CaO ^{*4)}
	gesamte Nährstoffe**	pflanzenverfügbar***					
Pflanzenabfallkompost	36,18	10,04	10,27	4,30	3,97	12,18	7,79
Bioabfallkompost	55,41	17,26	14,28	8,20	11,78	8,00	5,90
Fermentationskompost	32,86	10,99	7,91	5,50	4,77	15,07	9,73
Holzhäcksel	37,56	3,03	12,04	3,00	4,53	5,39	-
Grünhäcksel	58,61	14,58	17,94	5,10	10,91	0,74	-
Mischasche aus der Biomasseverbrennung	68,08	43,65	-	25,60	38,32	47,71	41,20

* Nährstoffspezifische, klimarelevante Gasemissionen bedingt durch den Verbrauch an fossilen Energieträgern bei der Herstellung von Mineraldüngern, dargestellt als CO₂-Äq. pro t TS Nährstoff

1) 2,51 kg CO₂-Äq./kg N, 2) 1,19 kg CO₂-Äq./kg P₂O₅, 3) 0,68 kg CO₂-Äq./kg K₂O, 4) 0,13 kg CO₂-Äq./kg MgO und 0,13 kg CO₂-Äq./kg CaO (FUCHS et al. 1995)

** bei Anrechnung der im Kompost, in den Grünabfällen oder in der Biomasseasche enthaltenen gesamten Nährstoffmengen,
 *** bei Berechnung der düngungsrelevanten, in den ersten Jahren pflanzenverfügbaren Nährstoffmengen

Trotz der Gutschriften für die Substitution von Mineraldünger und Torf ist die CO₂-Bilanz der Bioabfallkompostierung negativ, weil die freigesetzten Spurengase Methan (CH₄) und Distickstoffoxid (N₂O) eine vielfach höhere klimarelevante Wirkung haben als CO₂. Die energetische Nutzung von Bio- und Grünabfällen in Vergärungs- oder Biobrennstoffanlagen ist mit einem Energiegewinn von rd. 380 kWh (Vergärung) bzw. 3.120 kWh (Verbrennung) verbunden (s. Tab. 42). Durch die Substitution von Strom aus Stein- und Braunkohlekraftwerken und Wärme aus Erdgas können durch die Vergärung ca. 0,12 t bzw. 0,93 t fossile CO₂-Äquivalente pro Tonne FM eingespart werden.

Tab. 42: Kosten der CO₂-Freisetzung bzw. Wert der CO₂-Einsparung

	Gartenkompost.	Flächenkompost.	Pflanzenabfallkompost.	Bioabfallkompost.	Trockenfermentation	Biobrennstoffanlage
Energieverbrauch/Energiegewinn						
Dieserverbrauch (kWh/t FM)	5-10	25-30	60-80	10-20	10-20	-
Strombedarf (kWh _{el} /t FM)	-	-	-	80	-	-
Wärmegegewinn (kWh _{th} /t FM)	-	-	-	-	255	2.440
Stromausbeute (kWh _{el} /t FM)	-	-	-	-	120	680
CO₂-Äquivalente (kg CO₂-Äq./t FM_{in})						
Netto-CO ₂ -Emissionen*	3	8	21	42	120	928
CH ₄ - und N ₂ O-Emissionen**	36	-	36	332	36	100
Substitution Mineraldünger	7	6	7	12	8	2
Substitution Torf	122	-	122	122	122	-
Netto-CO ₂ -Äq. mit Torfsubstitut.	90	-2	72	-240	214	830
Netto-CO ₂ -Äq. ohne Torfsubstitut.	-32	-2	-51	-362	91	830
CO₂-Einsparung (DM/t FM)**	-3,20	-0,20	-5,05	-36,19	9,12	83
*1 l DK=0,84 kg/l und 11,86 MWh/t DK, CO ₂ -Äq. inklusive vorgelagerter CO ₂ - und CH ₄ -Emissionen für Erdgas: 250 kg CO ₂ -Äq./MWh, DK: 303 kg CO ₂ -Äq./MWh und für Strom aus Stein-/Braunkohlekraftwerken: 468 kg CO ₂ -Äq./MWh und Wirkungsgrad: 0,38, **100 DM/t CO ₂						
**=Es wird unterstellt, daß bei der Gartenkompostierung und bei der Nachrotte des Gärrückstands eine an die Pflanzenabfallkompostierung angelehnte Mindestmenge entweicht.						

Die CO₂-Äquivalente können anhand der CO₂-Vermeidungskosten sowie ihrer relativen Bedeutung im Verhältnis zu den CO₂-Emissionen in Baden-Württemberg bewertet werden. Zur Berechnung der CO₂-Vermeidungskosten werden die technisch-ökonomischen Aufwendungen herangezogen, die notwendig sind, um die von der Bundesregierung anvisierte CO₂-Verringerung um 25 % bis zum Jahr 2005 (verglichen mit dem Jahr 1987) zu realisieren. Die Grenzkosten der CO₂-Minderung liegen schätzungsweise zwischen rd. 100 DM/t CO₂ und 250 DM/t CO₂-Äquivalent (WINTZER et al. 1993). Die von den Vermeidungsstrategien und dem angestrebten Vermeidungsumfang abhängigen Kosten steigen mit der

Höhe des Verringerungszieles an, da mit zunehmendem Reduktionsumfang die kostengünstigen Einsparmöglichkeiten ausgeschöpft sind und teurere Maßnahmen ergriffen werden müssen.

Bei der energetischen Verwertung von Pflegeheu (85% TS) in Biobrennstoffanlagen kann, ausgehend von Vermeidungskosten von 100 DM/t CO₂, eine Gutschrift von 83 DM/t FM erzielt werden. Der CO₂-Einsparungswert bei der Trockenvergärung liegt bei 9 DM/t FM und die bei der Bioabfallkompostierung anzusetzende Schlechtschrift bei 36 DM/t FM (s. Tab. 42). Aufgrund der Unsicherheit bei der Bewertung wurden CO₂-Gutschriften für die Torfsubstitution nicht berücksichtigt. Bei Vermeidungskosten von 100 DM/t CO₂ kann der energetischen Nutzung ein Einsparungswert von rd. 120 DM/t FM im Vergleich zur Kompostierung gutgeschrieben werden. Bei höheren Vermeidungskosten von 250 DM/t CO₂ würde die energetische Nutzung einen um 300 DM/t FM höheren Vermeidungswert erzielen.

In Baden-Württemberg werden derzeit 340.000 t Methan und rd. 74 Mio. t Kohlendioxid (CO₂) jährlich emittiert (BÜRINGER 1995), die zu einer zusätzlichen Belastung der Erdatmosphäre um ca. 89 Mio. CO₂-Äquivalenten führen. Gemessen an den gegenwärtigen CO₂-Emissionen in Baden-Württemberg würde die Behandlung der erfaßbaren Bio- und Grünabfälle (179 kg/(EW·a)) in Bioabfallkompostierungsanlagen zu einer zusätzlich freigesetzten Menge von 658.000 t CO₂-Äquivalenten und zu einer Erhöhung der CO₂-Menge um 0,74% führen. Der Beitrag der Pflanzenabfallkompostierung liegt bei rd. 27.000 t nur halb so hoch wie die Menge an zusätzlichen klimarelevanten Emissionen aus der Gartenabfallkompostierung mit 59.000 CO₂-Äquivalenten. Eine mögliche CO₂-Einsparung über die Substitution von Torf ist hierbei nicht berücksichtigt worden. Da in Baden-Württemberg fast die Hälfte der Methanemissionen aus Mülldeponien (49%) stammt, führt die Kompostierung verglichen mit der teilweise heute noch praktizierten Deponierung von Bio- und Grünabfällen zu einer Nettoersparnis an CO₂-Äquivalenten von 7,9% bezogen auf den gegenwärtigen Emissionsumfang.

7.4 Torfsubstitution

Der Kompost, der bei der aeroben oder anaeroben stofflichen Behandlung von Bio- und Grünabfällen entsteht, kann Torfprodukte substituieren und dadurch einen Beitrag leisten, um den begrenzten Vorrat an Hoch- und Niedermoortorfen für nachfolgende Generationen zu schonen. Der ökologische Wert von Kompost als Torfsubstitut wird im Vergleich zum

gegenwärtigen jährlichen Torfverbrauch und zum inländischen Torfvorrat dargestellt. Die durch einen verringerten Torfabbau veränderte Menge an zusätzlich freigesetzten oder eingesparten CO₂-Äquivalenten ist bereits im vorhergehenden Abschnitt diskutiert und bewertet worden.

In Deutschland sind die Torfvorräte durch die zurückliegende jahrhundertelange Torfnutzung stark und in Baden-Württemberg sogar fast vollständig dezimiert worden. Von ehemals rd. 900.000 ha Hoch- und Niedermoorflächen sind nur noch wenige Flächen in naturnahe Zustand erhalten geblieben. Niedermoores, die durch eine Verlandung von Gewässern oder eine Absenkung des Grundwasserspiegels entstehen, sind nährstoffreicher und stärker mineralisch durchsetzt als die auf nassen, sauren und nährstoffarmen Böden gewachsenen Hochmoortorfe und deshalb von geringerem Wert für die Torfindustrie.

Die abbauwürdige Torffläche in den alten Bundesländern umfaßt 35.000 ha bzw. 10% der Hochmoorfläche (ZIT 1994). In den neuen Bundesländern sind 8,8% der 16.000 ha umfassenden Hochmoorfläche zur Torfgewinnung vorgesehen. Eine rohstoffwirtschaftliche Bedeutung haben nur die großen Hochmoortorflagerstätten in Niedersachsen, wo sich 90% der abbauwürdigen Torfvorräte befinden. Das dort genehmigte Abbauvolumen dürfte bei einer konstant bleibenden Abbaurrate von gegenwärtig rd. 12 Mio. m³ pro Jahr in 15 bis 30 Jahren erschöpft sein (FALKENBERG 1990, SCHNEEKLOTH 1990). Der insgesamt abbauwürdige Torfvorrat von rd. 850 Mio. m³ Weißtorf und 1.500 Mio. m³ Schwarztorf würde inklusive einer Abbaureserve von rd. 400 und 800 Mio. m³ bei identischem Abbauvolumen rein rechnerisch nach ca. 70 oder 130 Jahren erschöpft sein.

Moore sind nicht nur Torflagerstätten, sondern auch bedeutende ökologische Feuchtbiotop, die seltene Pflanzen- und Tiergesellschaften beherbergen. Sie gehören wegen ihrer einzigartigen, oligotrophen Artenzusammensetzung zu den als außerordentlich wertvoll bezeichneten Landschaftstypen von nationaler Bedeutung (KAULE 1986). Da aufgrund der Abtorfung und Trockenlegung zur besseren landwirtschaftlichen Flächennutzung nur noch wenige ungestörte Moorflächen erhalten sind, wurden in Niedersachsen in den vergangenen Jahren keine neuen Abbaugenehmigungen mehr erteilt. Gleichzeitig wird versucht, den Bestand an renaturierten Torfabbaufächen (rd. 8.000 ha) in den nächsten 25 Jahren durch die Wiedervernässung von rd. 70% der 35.000 ha großen Abtorffläche zu vergrößern.

Die Torfneubildung aus Pflanzenresten ist ein sehr langsam ablaufender Prozeß, der darauf basiert, daß aufgrund von Vernässungen, sehr niedrigen pH-Werten und weiten C/N-Verhältnissen diese nicht vollständig zersetzt werden können. Bis zur Bildung einer geschlossenen Torfmoorfläche vergehen rd. 10 Jahre, und weitere 100 Jahre sind erforder-

lich, bis die Torfflächen zu wachsen beginnen (WAGNER 1995). Mit jährlichen Zuwachsraten von nicht mehr als einem Millimeter benötigt die Torfregeneration derart lange Zeiträume, daß der Torfabbau trotz Renaturierungsmaßnahmen als irreversibler Umwelteingriff bezeichnet werden kann.

Die niedrigen Marktpreise für Torf, die je nach Qualität und Abnahmemenge zwischen 40 und 90 DM/m³ liegen (s. Kapitel 6), spiegeln weder die Endlichkeit der inländischen Torfvorräte noch die Irreversibilität des Torfabbaus wider. Daran dürfte sich auch zukünftig wenig ändern, da sich ein breiter Gürtel mit intensiver Torfspeicherung vom nördlichen Europa nach Westsibirien sowie in Nordamerika über den Nordosten der USA und den Südosten Kanadas erstreckt. Zu den Ländern, die über sehr große Moorflächen verfügen, gehören Finnland (33%), Schweden, Schottland, Irland, die Baltischen Staaten, Weißrußland und die nördlichen Teile Rußlands (<10%). Eine restriktivere Handhabung des Torfabbaus schont die inländischen Torfvorräte, führt aber, wie der steigende Importanteil aus den Nachfolgestaaten der UdSSR und anderen Ländern zeigt, zu einem erhöhten ausländischen Torfabbau (ZIT 1994).

Wenn die gesamte Menge der in Baden-Württemberg erfaßbaren Bio- und Grünabfällen kompostiert und der erzeugte Kompost von 594.000 t TS/a (s. Kapitel 5) als Torfsubstitut (1-2 m³ Kompost/m³ Torf) eingesetzt würde, könnte der Torfabbau bezogen auf den jährlichen Torfverbrauch in Deutschland um 5-10% verringert werden. Der Einsatz von Kompost anstatt von Torf ist derzeit eher bescheiden, da die Komposte die an den Torfeigenschaften orientierten Qualitätsanforderungen bislang nicht erfüllen können und das Angebot an preisgünstigen Importtorfen groß ist.

7.5 Flächenbedarf

Bei der stofflichen oder energetischen Verwertung von Bio- und Grünabfällen wird Fläche zur Errichtung der Behandlungsanlage und zur Unterbringung des erzeugten Komposts oder der in der Biobrennstoffanlage anfallenden von Asche benötigt. Der Flächenbedarf für die Behandlungseinheit ist über die Aufwendungen zum Grundstückserwerb in den Behandlungskosten enthalten und somit im Verfahrensvergleich bereits berücksichtigt worden (s. Kapitel 6). Der Erwerbspreis läßt allerdings keine Schlußfolgerungen über die folgenden, mit der Flächenversiegelung verknüpften Umweltveränderungen zu:

- die Vernichtung von Flora und Fauna und die negativen Auswirkungen auf die Pflanzen- und Tierarten im umgebenden Raum,
- die Beeinträchtigung der Filter-, Puffer- und Transformationsleistungen des Bodens und der Luftfilter- und Immissionsfunktionen des Standortes,
- die Verringerung des Erholungs- und Freizeitwertes durch die Zersiedlung der Landschaft sowie die ästhetische Beeinträchtigung des Landschaftsbildes.

Eine Bewertung des Flächenverbrauchs und der damit zusammenhängenden Umweltveränderungen anhand der lokalen Flächenverfügbarkeit oder regionaler Flächennutzungspläne ist wegen des damit verbundenen hohen Arbeitsaufwandes im Rahmen dieser Arbeit nicht durchführbar. Der verfahrensspezifische Flächenbedarf wird deshalb als einfacher Indikator für die damit einhergehenden, primären und sekundären Umweltveränderungen herangezogen. Eine Bewertung über die Angabe von Vermeidungskosten ist verständlicherweise nicht möglich. Statt dessen werden die Aufwendungen ermittelt, die notwendig sind, um den zerstörten Lebensraum zu transferieren und um Ausgleichsflächen bereitzustellen (Flächen-erwerb), diese in den zerstörten Biotoptyp zu überführen und die Flächenversiegelung zu einem späteren Zeitpunkt wieder aufzuheben.

Bei der Garten- und Flächenkompostierung fallen keine „Flächenkosten“ an, da keine Versiegelung vorgenommen wird. Die in Tabelle 43 dargestellten, anlagespezifischen Kosten des Flächenverbrauchs sind bei der Biobrennstoffanlage oder der Vergärungsanlage mit 0,60 DM/t FM bzw. 0,90 DM/t FM deutlich niedriger als bei der Bioabfallkompostierung (1,80 DM/t FM) und der Pflanzenabfallkompostierung (4,20 DM/t FM). Die abgeschätzten Flächenkosten fallen angesichts der hohen Behandlungskosten jedoch nicht ins Gewicht, obwohl sie höher sind als die naturschutzrechtliche Ausgleichsabgabe (2 bis 10 DM/m²), die in Baden-Württemberg gemäß dem Bundesnaturschutzgesetz erhoben werden darf, wenn die Eingriffe in Natur und Landschaft unvermeidbar und Ersatzmaßnahmen im erforderlichen Umfang nicht möglich sind (AUSGLEICHSABGABENVERORDNUNG 1990).

Tab. 43: Anlagespezifische Kosten des Flächenverbrauchs

	Flächen- bedarf	Entsiegelung	Ersatzflächen	Biotopepflege	Gesamt- kosten*
	m^2 / jato	DM / jato	DM / jato	DM / jato	$DM / t FM_{In}$
Pflanzenabfallkompostierung	1,1	27,5	11	3,3	4,18
Bioabfallkompostierung	0,48	12	4,8	1,44	1,824
Trockenfermentation	0,23	5,75	2,3	0,69	0,874
Biobrennstoffanlage	0,15	3,75	1,5	0,45	0,57

Quelle: Eigene Berechnungen nach SCHEMEL et al. 1995 sowie FEICKERT und KÖPPEL 1996, *Nutzungsdauer: 10 Jahre

Dies könnte sich allerdings ändern, wenn neben den Sachkosten zur Ausweisung und Entwicklung eines Ersatzbiotops, auch die zeit-, wert- und risikobedingten Verluste bis zur Herstellung eines bestimmten Naturzustandes angesetzt würden, da hierdurch ein Kostenanstieg um das Zehnfache möglich ist (SCHEMEL et al. 1995). Die Berücksichtigung der verloren gegangenen ökologischen Leistungsfähigkeit des Bodens sowie der Luftfilterfunktion des Standorts könnten ebenfalls zu einer Erhöhung der Flächenkosten führen. Die mit der Versiegelung der Bodenoberfläche einhergehenden Veränderungen des Wasserhaushaltes (mit der Folge einer Verschärfung von Hochwasserereignissen und einer verringerten Grundwasserneubildungsrate) kann über technische Maßnahmen, wie z.B. den Bau von Sammelbehältern und Versickerungssystemen für Regenwasser, monetarisiert werden. Die Aufwendungen für eine naturnahe Regenwasserentsorgung können in nicht wenigen Fällen unter den Kosten neuer Kanalnetze liegen oder sich angesichts der ansteigenden Abwassergebühren schnell amortisieren.

Eine andere Art von Flächenbedarf ergibt sich aus der bei steigenden Kompostmengen und stagnierenden Absatzmärkten erforderlichen Kompostunterbringung auf landwirtschaftlichen Flächen. Die Kompostausbringung auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen, die der Nahrungs- und Futtermittelproduktion dienen, wird in Baden-Württemberg bis zum Inkrafttreten einer Bundeskompostverordnung durch den Kompostierungserlaß geregelt. Dieser erlaubt eine Kompostausbringung von bis zu 10 t TS/(ha·a) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, inklusive Dauergrünland und Flächen auf denen Obst, Feldfutter oder Zuckerrüben angebaut werden, sofern der Schadstoffgehalt im Kompost die Orientierungswerte nicht überschreitet.

Auf landwirtschaftlich genutzten Böden in Naturschutzgebieten sowie in den Zonen I und II von Wasserschutzgebieten und auf Böden im Bereich der Uferrandstreifen darf kein Kompost aufgebracht werden (KOMPOSTIERUNGSERLASS 1994). Auch auf stillgelegten

Flächen ist, mit Ausnahme der zum Anbau nachwachsender Rohstoffe verwendeten Flächen, die Kompostunterbringung nicht zulässig. Der verfügbare Flächenumfang zur Kompostunterbringung wird darüber hinaus durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung eingeschränkt, da bei einer gleichzeitigen Aufbringung von Kompost und Klärschlamm die Gefahr besteht, daß die höchstzulässigen Schadstofffrachten überschritten werden.

Eine weitere Einschränkung der landwirtschaftlichen Möglichkeiten zur Unterbringung von Kompost ergibt sich aus der Maßgabe, die Nährstoffzufuhr unter Berücksichtigung der Nachlieferung aus dem Boden dem Pflanzenbedarf anzupassen. Vor allem die in Baden-Württemberg geltenden, strengen Anforderungen der Schutz- und Ausgleichsverordnung (SchALVO 1987) begrenzen die Kompostverwertung, da die Einhaltung des Bodengrenzwerts auf SchALVO-Flächen von 45 kg N_{min}/ha im Herbst wegen der mikrobiellen Stickstofffreisetzung aus den organischen Stickstoffverbindungen im Kompost nicht garantiert werden kann.

Die in Baden-Württemberg verfügbare Fläche zur Kompostausbringung umfaßt, abzüglich der Stilllegungsfläche, der Fläche zur ordnungsgemäßen Verwertung von Klärschlamm und Wirtschaftsdünger (1,5 Dungeinheiten pro Hektar) und der ausgewiesenen SchALVO-Flächen (44,5% der Wasserschutzgebietsfläche), 850.500 ha bzw. ca. 57% der landwirtschaftlich genutzten Fläche (s. Tab. 44).

Tab. 44: Flächenbedarf zur Kompostausbringung in Baden-Württemberg

	Verfügbarkeit landwirtschaftlich genutzter Fläche			
	mit Dauergrünland		ohne Dauergrünland	
	<i>in ha</i>	<i>in % v. Ges.</i>	<i>in ha</i>	<i>in % v. Ges.</i>
Landwirtschaftlich genutzte Fläche	1.484.684	(100)	1.484.684	-
Dauergrünlandfläche	616.965	-	616.965	-
Ackerfläche	837.962	-	837.962	(100)
Stilllegungsfläche (abzügl. NR*-Fläche)	58.086	4	58.086	7
SchALVO-Fläche**	301.265	20	266.101	32
Wirtschaftsdüngerfläche (1,5 DE/ha)	234.704	16	136.128	16
Klärschlammausbringungsfläche	40.120	3	40.120	5
Verfügbare Kompostausbringungsfläche	850.509	57	337.527	40
Flächenbedarf (bei 10 t TS Kompost/ha)	59.400	7	117.500	35

* NR-Fläche= mit nachwachsenden Rohstoffen bebaute Stilllegungsfläche, ** 44,5% der Wasserschutzgebietsfläche sind SchALVO-Flächen, WSG-Umfang mit Dauergrünland (DG): 677.000 ha (aktuell) bzw. ohne DG: 1.031.000 ha (Endstand) (KLINGER 1995)

Die Flächenverfügbarkeit würde sich bei einer Erweiterung der Wasserschutzgebietsfläche auf rund eine Million Hektar und bei einem gleichbleibendem Prozentsatz an SchALVO-Flächen auf 337.530 ha verringern (s. Tab. 44). Bei dieser Abschätzung wurde unterstellt, daß Kompost aus Vorsorgegründen nur auf Ackerflächen ausgebracht werden darf. Durch die landwirtschaftliche Unterbringung der gesamten Kompostmenge von 594.000 t TS/a, abgeleitet von der erfaßbaren Bio- und Grünabfallmenge ohne NSG-/Biotoppflegegras und Gewerbe- und Sonderkulturholz (s. Kapitel 3), würden nur 7% der verfügbaren Fläche beansprucht.

Durch die Kompostierung des abgeschätzten, gesamten organischen Abfallaufkommens in Baden-Württemberg würden bei einer angenommenen 100%igen landwirtschaftlichen Verwertung 35% der verfügbaren Ackerfläche beansprucht werden. Während in ländlichen Gebieten die landwirtschaftliche Kompostunterbringung rein rechnerisch problemlos möglich ist, kann in den Stadtkreisen der Flächenbedarf zur Kompostaufbringung den verfügbaren Umfang an kreiszugehöriger Ackerfläche übersteigen (s. Tab. 45). Dies würde noch deutlicher werden, wenn die verfügbare Ackerfläche abzüglich der Stilllegungsflächen, der SchALVO-Flächen und zur Ausbringung von Wirtschaftsdüngern benötigten Flächen als Bezugsbasis herangezogen würde.

Da bei der Kompostverwertung in Haus- und Kleingärten keine gesetzlichen Mengenregelungen bestehen, wird zur Ermittlung des Flächenbedarfs zur ordnungsgemäßen Kompostanwendung die Nährstoffzufuhr über die Kompostausbringung dem Nährstoffentzug über den Anbau von Nutzgartenpflanzen gegenübergestellt. Den Berechnungen zufolge müßte bei einem Kompostaufkommen von rd. 40 kg FM/(EW·a) die Nutzgartenfläche pro Einwohner 20-24 m² umfassen, um gewährleisten zu können, daß es zu keiner Überfrachtung des Bodens mit Stickstoff und Phosphat kommt (s. Tab. 46). Dieses Ergebnis wird von WIEGEL (1992) gestützt, dem zufolge für die Verwertung von Kompost aus 40-60 kg Küchenabfällen/(EW·a) mindestens 10 m² Gartenfläche erforderlich sind, um Überdüngungserscheinungen zu vermeiden. Die Überdüngungs- und Auswaschungsgefahren bei der Anwendung von Gartenkomposten in verdichteten Siedlungsgebieten sind darauf zurückzuführen, daß die erforderliche Nutzgartenfläche i.d.R. nicht verfügbar ist und die mit dem Kompost zugeführte Nährstoffmenge wegen der zugekauften Nahrungsmittel und der Abfälle aus dem Ziergartenbereich den Nährstoffbedarf der Kulturpflanzen teilweise deutlich übersteigt.

Tab. 45: Flächenbedarf zur Unterbringung von Kompost und Klärschlamm in den Stadt- und Landkreisen Baden Württembergs

Stadt-/Landkreis	Flächenbedarf in % der Ackerfläche		Kompostmenge* in t TS/a		Klärschlamm t TS/a
	Kompost I	Kompost II	Kompost I	Kompost II	
Main-Tauber-Kreis LK	4	6	7.792	20.507	2.229
Hohenlohekreis LK	3	6	6.356	16.472	377
Neckar-Odenwald LK	4	7	8.924	22.482	685
Schwäbisch Hall LK	4	8	11.654	28.737	1.363
Sigmaringen LK	4	8	10.445	23.898	594
Alb-Donau-Kreis LK	5	8	12.025	31.975	2.328
Biberach LK	7	11	13.359	35.856	3.282
Heilbronn LK	7	12	18.159	38.682	2.370
Ostalbkreis LK	8	14	15.388	37.361	2.010
Waldshut LK	7	16	10.413	25.567	293
Ludwigsburg LK	9	17	19.724	40.097	532
Tübingen LK	9	17	9.806	19.742	285
Rottweil LK	10	17	10.073	22.172	1.111
Emmendingen LK	8	19	7.534	18.681	186
Reutlingen LK	9	19	13.606	34.731	924
Böblingen LK	11	20	15.479	28.909	360
Schwarzwald-Baar-Heuberg LK	8	20	11.696	30.156	177
Tuttlingen LK	8	21	6.848	18.831	156
Breisgau-Hochschwarzwald LK	9	21	12.191	36.311	957
Enzkreis LK	11	22	10.463	22.660	273
Konstanz LK	14	22	11.733	28.275	2.508
Calw LK	10	22	6.814	18.142	430
Rhein-Neckar LK	13	23	23.326	51.898	2.702
Ortenaukreis LK	14	25	20.638	53.907	3.642
Bodenseekreis LK	17	26	10.053	22.708	2.235
Karlsruhe LK	15	26	21.363	51.393	3.726
Ulm SK ₁	16	27	6.450	11.262	-
Ravensburg LK	15	28	17.078	45.447	2.847
Zollernalbkreis LK	19	31	13.390	29.251	2.222
Heidenheim LK	25	31	8.034	17.696	6.156
Freudenstadt LK	20	34	8.159	22.613	2.043
Lörrach LK	13	34	10.976	28.360	-
Rems-Murr-Kreis LK	22	37	15.255	34.263	2.310
Rastatt LK	22	43	12.008	29.638	1.077
Heidelberg SK ₁	33	59	4.885	8.835	-
Mannheim SK ₁	35	61	9.927	17.110	-
Göppingen LK	55	67	11.992	27.608	9.879
Esslingen LK	47	68	19.775	42.120	4.908
Freiburg SK ³⁾	41	71	7.679	13.209	-
Karlsruhe SK ¹⁾	54	92	11.744	19.834	-
Pforzheim SK ¹⁾	61	109	4.213	7.506	-
Heilbronn SK ¹⁾	12	113	4.693	8.184	-
Baden-Baden SK ²⁾	67	145	3.270	7.011	-
Stuttgart SK ¹⁾	83	148	14.051	24.994	-
Baden-Württemberg	6	14	509.440	1.175.093	67.177

Kompost I= aus der erfaßbaren Menge an gras- (ohne NSG/Biotope) u. holzartigen (ohne Gewerbe und Sonderkulturen) Bio-/Grünabfällen.
Kompost II= aus der gesamten Aufkommensmenge an gras- u. holzartigen Bio-/Grünabfällen
*Volumenreduzierung: 50% beim Grasabfall und 70% beim Holzabfall, TS-Kompost: 60%

1)=Erweiterung vorhandener Klärschlammverbrennungskapazitäten bzw. Neubau von Klärschlammverbrennungsanlagen
2)= Kläranlage liegt auf der Gemarkung des LK Raststatt, 3)= Kläranlage liegt auf der Gemarkung des LK Emmendingen

Als Folge der Kompostverwertung kann es vor allem dann zu einer hohen Nährstoffanreicherung im Nutzgarten kommen, wenn nur die in den ersten Jahren nach der Kompostaufbringung pflanzenverfügbaren Nährstoffe berücksichtigt werden, weil sich dadurch die Kompostaufbringung auf 3-9 m²/EW konzentrieren würde. Im allgemeinen gilt, daß in Privatgärten keine zusätzlichen, langsam nachfließenden Nährstoffvorräte mehr aufgebaut werden müssen, da Kleingartenböden zu 80-90% mit Phosphat und zu 40-50% mit Kalium überversorgt sind (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1992, HILGER 1994). Vor allem in sehr kleinen Gärten (< 50 m²/EW) können die Nährstoffgehalte in Einzelfällen sogar bis zum 20fachen über den Empfehlungswerten liegen (LOSSAU und SCHULLER 1994).

Tab. 46: Nährstoffbedingter Bedarf an Gartennutzfläche zur Kompostverwertung

	Ertrag (dt FM/ha)	Nährstoffentzug über die Ernteprodukte				
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	CaO
		kg/ha				
Weißkohl	500	140	40	160	20	40
Blumenkohl	300	120	45	120	13	15
Kohlrabi	600	200	88	260	36	95
Möhren	350	105	43	202	18	70
Sellerie	500	150	100	275	20	62
Rettich	500	90	40	205	15	30
Zwiebeln	500	100	63	135	16	28
Tomaten	1000	195	60	350	42	40
Gurken	400	62	40	115	12	16
Stangenbohnen	200	120	39	120	10	60
Kopfsalat	300	90	30	105	24	23
Spinat	250	115	37	172	30	45
Mittelwert	450	124	52	185	21	44
Flächenbedarf*	m²/EW	20	24	10	178	414
Flächenbedarf**	m²/EW	3	9	7	23	54

* = bei 42 kg FM Kompost/(EW *a) mit 70% TS und 0,87% N, 0,43% P₂O₅, 0,64% K₂O, 1,31% MgO und 6,23% CaO pro kg TS,
** Pflanzenverfügbarkeit in den ersten Jahren bei N: 15%, bei P₂O₅: 37%, bei K₂O: 72% u. bei MgO u. CaO: 13%

7.6 Human- und ökotoxikologisch wirksame organische Schadstoffe

Naturfremde organische Verbindungen mit human- und ökotoxikologischem Gefährdungspotential sind bei der energetischen Nutzung und bei den stofflichen Behandlungsverfahren bewertungsrelevant. Während es bei der stofflichen Behandlung zu einer Anreicherung der mikrobiell schwer abbaubaren organischen Schadstoffe kommt, ist bei der Verbrennung je nach Abfallzusammensetzung, Anlagentyp und Schadstoffrückhaltemaßnahmen sowohl eine Verringerung als auch Erhöhung der Schadstoffbelastung möglich.

Die Bewertung der organischen Schadstoffe wird, soweit dies aufgrund der Datenlage für die betrachteten Verbindungen möglich ist, anhand

- eines Vergleichs zwischen den verfahrensspezifischen Kompostarten,
- der Ausschöpfung von zulässigen oder tolerierbaren Schadstoffbelastungswerten im Kompost oder in der Biomasseasche,
- der flächennutzungsspezifischen Hintergrundbelastung und
- in Relation zur Bedeutung anderer Emittenten und Schadstoffüberträger durchgeführt.

Im Kompostierungserlaß Baden-Württembergs werden Angaben zum höchstzulässigen organischen Gehalt in Komposten und zur tolerierbaren Fracht an Dioxinen und polychlorierten Biphenylen pro Hektar und Jahr bei der Kompostausbringung auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen gemacht, um zu verhindern, daß die angestrebte Verbesserung der Wachstumsbedingungen für Pflanzen mit einer schleichenden Schadstoffakkumulation im Boden bezahlt wird (KOMPOSTIERUNGSERLASS 1994). Zur Bewertung der Schadstoffbelastung von Komposten werden die folgenden, teilweise auch bei der energetischen Nutzung von Grünabfällen relevanten, organischen Schadstoffe herangezogen:

- die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe,
- die polychlorierten Biphenyle und
- die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane.

Die Sachaussagen zum verfahrensspezifischen Beitrag zur Verringerung oder Erhöhung der organischen Schadstoffkonzentration in der Umwelt sind mit Unsicherheiten behaftet, da nur wenige Angaben über die organische Schadstoffbelastung von Bio- und Grünabfällen und über den Grad ihrer Zerstörung oder Neubildung während des Behandlungsverlaufes vorliegen. Die Überschreitungstoleranzen von bis zu 30% der Orientierungswerte für organische Schadstoffe zeigen, daß auch die verfügbaren Analysenwerte aufgrund nicht vermeidbarer Meßschwankungen vorsichtig interpretiert werden müssen.

7.6.1 Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) werden meist bei unvollständigen Verbrennungsprozessen gebildet, können aber z.T. auch von den Pflanzen selbst synthetisiert werden oder durch Naturereignisse, wie z.B. Vulkanausbrüche oder Flächenbrände, in größerem Umfang in die Umwelt gelangen (HELLMANN 1982). Manche PAK-Verbindungen, wie z.B. das perhydrierte Phenanthren, sind in der Natur oft vertretene Substanzen, die das Grundgerüst für Morphine, Sterine, Gallensäuren und andere Naturstoffe bilden. In der Fachwelt wurde lange Zeit darüber diskutiert, ob die pflanzlichen PAK-Gehalte auf anthropogen bedingte Verunreinigungen der Atmosphäre oder des Bodens zurückzuführen sind, oder ob die Pflanzen diese selbst produzieren (HELLMANN 1982, PREUSS und KLÄSCHEN 1994). Inzwischen gibt es Konsens darüber, daß einige Verbindungen, wie z.B. das Perylen, biogenen Ursprungs sind, aber die Hauptmenge an PAK auf die Verbrennung fossiler Brennstoffe zurückzuführen ist.

Die insgesamt weit über 100 verschiedenen, meist aus zwei oder mehr kondensierten Ringen bestehenden PAK-Verbindungen haben aufgrund ihrer stoffspezifischen chemisch-physikalischen Eigenschaften zum Teil sehr unterschiedliche ökologische Wirkungsweisen. Die bekannteste und toxikologisch bedeutendste PAK-Verbindung ist das kanzerogen wirkende Benzo(a)pyren (BaP), das Bestandteil von Steinkohleteeren, Rohöl und Rohölnebenprodukten ist und bei fast allen Verbrennungsprozessen mit organischem Material gebildet werden kann.

Die PAK-Belastung von Bio- und Grünabfällen und Komposten kann als Summe der 16 PAK angegeben werden, die gemäß der Environmental Protection Agency (US-EPA) zur Beurteilung des PAK-Gefährdungspotentials herangezogen werden sollten. Die PAK-Belastung kann auch anhand der Konzentration der sechs PAK-Verbindungen, die gemäß der Trinkwasserverordnung (Fluoranthen, Benzo(a)fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Inde-

no(1,2,3,-cd)pyren, Benzo-(g,h,i)perylen) zu untersuchen sind, bestimmt werden. Aufgrund des bekannten kanzerogenen Potentials wird die BaP-Belastung i.d.R. als eigenständige Bewertungsgröße ausgewiesen.

Die PAK-Belastung organischer Abfälle kann während der Kompostierung durch mikrobielle Abbauleistungen und Verflüchtigungs- oder Auswaschungsprozesse verringert werden. Der baden-württembergische Kompostierungserlaß enthält wegen der vergleichsweise guten mikrobiellen Abbaubarkeit von PAK keine Orientierungswerte zum PAK-Gehalt von Komposten. Gemessen an dem vom Bundesgesundheitsamt vorgeschlagenen Richtwert von 1 mg PAK/kg TS können die PAK-Gehalte von Grünabfallkompost mit durchschnittlich 2,53 mg/kg TS (0,3-3,3) und von Bioabfallkompost mit 1,27 mg/kg TS (0,7-1,9) als hoch zu bezeichnet werden (s. Tab. 47).

Tab. 47: PAK-Gehalte von pflanzlichen Abfällen und Kompost

	Quelle	PAK-Gehalte (mg/kg TS)
Straßenlaub, stark belastet	1	1,66
Straßenlaub, gering belastet	1	0,81
Küchenabfälle	1	6,89
Grünabfälle	1	0,29
Grünabfallkompost	2	3,00
"	3	1,56 - 3,3
"	3	2,08
"	3	2,73
Grünabfallkompost (Mittelwert)		2,53
Bioabfallkompost	4	0,85
"	5	0,7 - 1,2
"	3	1,71 - 1,9
Bioabfallkompost (Mittelwert)		1,27
PAK=Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (EPA-PAK (16))		
Quelle: POLETSCHNY et al. 1991 (1), LAHL 1991 (2), KUMMER 1990 (3), KRAUSS et al. 1991 (4), FRICKE et al. 1989 (5)		

Die PAK sind aufgrund ihres Verbreitungsgrades und ihres Konzentrationsniveaus organische Verbindungen mit flächendeckender Bedeutung (JONECK und PRINZ 1993). Die weite Verbreitung der PAK über den Luftpfad sowie die Angewohnheit, Gartenrückstände zu verbrennen und die Aschen von Kohlefeuerungen als Dünger zu verwenden, hat verschiedentlich zu hohen PAK-Anreicherungen in den beaufschlagten Böden geführt. Gartenböden in Kernstädten mit Altindustrie oder hoher Verkehrsdichte weisen im Vergleich zu den an der Peripherie angelegten Gärten höhere PAK-Gehalte auf (s. Tab. 48).

Tab. 48: PAK-Gehalte in Böden und PAK-Sanierungswerte für unterschiedliche Flächennutzungen

	Quelle	n	Tiefe	Min.	Median	MW	Max.	90-Perz.
			cm	mg/kg TS				
Gartenböden								
Hausgärten, NRW (BR)	1*	11	0-30	1,7	4,2	-	14	-
Hausgärten, NRW (LR)	1*	15	0-30	0,38	1,1	-	8,5	-
Kleingartenanlage, Essen	2*	41	0-30	1,61	9,55	12,1	31	-
"	2*	41	30-60	1	4,3	12,8	20,7	-
"	2*	40	60-100	0,09	2,9	17,5	37,9	-
Haus-/Kleingärten, Oberhausen	2*	9	0-30	0,7	6,3	6,82	16	-
Haus-/Kleingärten, Recklinghausen	2**	25	0-30	0,24	1,41	1,86	6,42	-
"	2**	24	0-60	0,05	0,95	1,49	3,96	-
Gartenböden, Düsseldorf	2**	22	0-30	1,56	6,55	7,95	18,5	-
"	2**	22	30-60	0,31	5,18	7,39	28,7	-
"	2**	22	60-100	0,06	1,88	5,59	39,3	-
MW Gartenböden¹⁾	-	-	-	0,70	4,27	9,45	22,87	-
<i>Sanierungswert Haus-/Kleingärten</i>	3*	-	-	6	-	-	10	-
Grünflächen ohne pflanzenbauliche Nutzung								
Grünflächen u. Parks, Bayern (BR)	4***	29	0-30	0,09	1,28	3,5	21,84	6,25
Ödland u. Hutungen, Bayern (BR)	4***	4	0-30	0,24	0,73	0,72	1,18	-
MW Grünflächen¹⁾	-	-	-	0,11	1,21	3,16	19,34	6,25
Landwirtschaftlich genutzte Böden								
Acker, Bayern (LR)	4***	27	0-30	0,04	0,25	0,48	2,53	0,95
Acker, Bayern (BR)	4***	47	0-30	n.n.	0,62	1,9	15,44	5,31
Grünland, Bayern (LR)	4***	32	0-30	n.n.	0,31	0,62	6,28	1,16
Grünland, Bayern (BR)	4***	27	0-30	n.n.	0,36	0,56	2,95	0,9
MW Landwirt. genutzte Böden¹⁾	-	-	-	0,04	0,42	1,03	8,08	2,53
<i>Sanierungswert landwirt. gen. Fläche</i>	3*	-	-	1	-	-	10	-
Forstflächen								
Forst-Auflage, Bayern (LR)	4***	12	Ah	n.n.	1,06	1,1	3,06	2,03
Forst-Auflage, Bayern (BR)	4***	30	0-30	n.n.	0,59	0,86	3,64	2,14
Forst-Oberboden, Bayern (LR)	4***	11	0-30	n.n.	0,36	0,43	0,82	0,67
Forst-Oberboden, Bayern (BR)	4***	37	0-30	n.n.	0,72	1,84	21,61	4,01
MW Forstflächen¹⁾	-	-	-	-	0,68	1,24	10,61	2,71
PAK = Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, 1) = Mittelwert gewichtet über die Anzahl der Meßwerte (n)								
*EPA-PAK (16), **TRV-PAK (6), ***Summe von BaP, Benzo(g,h,i)perylen, Chrysen, Fluoranthen, Phenanthren und Pyren								
Min. = Minimum, MW = Mittelwert, Max. = Maximum, 90-Perz. = 90-Perzentil, BR = Ballungsraum, LR = Ländlicher Raum								
Quelle: DELSCHEN 1994 (1), CRÖSSMANN u. WÜSTEMANN 1995 (2), EWERS et al. 1994 (3), JONECK und PRINZ 1994 (4)								

Die Kompostanwendung in Hausgärten, die in verdichteten Siedlungsgebieten liegen und z.T. sehr hohe Vorbelastungen aufweisen, könnte zu einer temporären Verdünnung der PAK-Bodengehalte führen, während die Ausbringung von Kompost auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu einer Mehrbelastung führen würde. Die BaP-Werte zeigen ein ähnliches Verteilungsmuster wie die PAK-Werte. Die mittleren BaP-Gehalte von Haus- und Kleingartenböden in verdichteten städtischen Siedlungen liegen um das siebenfache höher als in landwirtschaftlich genutzten Böden (s. Tab. 49).

Tab. 49: Benzo(a)pyren-Gehalte in Böden und BaP-Bodenrichtwerte für unterschiedliche Flächennutzungen

	Quelle	n	Tiefe	Min.	Median	MW	Max.	90-Perz.
			cm	mg/kg TS				
Gartenböden								
Hausgärten, NRW (LR)	1	15	0-30	0,03	0,09	-	0,74	0,54
Gartenböden, WF-Li (LR)	1	39	0-30	0,03	0,11	-	0,15	-
Gartenböden, WF-Li (BRR)	1	67	0-30	0,16	0,34	-	0,95	-
Gartenböden, WF-Li (BRK)	1	59	0-30	0,22	0,73	-	1,41	-
Haus-/Kleingärten, Oberhausen	1	9	0-30	0,1	0,5	0,67	2,4	-
Haus-/Kleingärten, Recklinghausen	1	25	0-30	0,03	0,21	0,29	1	-
"	1	24	0-60	0,01	0,145	0,23	0,7	-
Gartenböden, Düsseldorf	1	22	0-30	0,28	1,05	1,38	3	-
"	1	22	30-60	0,06	0,96	1,29	4,6	-
"	1	22	60-100	0,01	0,25	1,04	7,9	-
MW Gartenböden*		-	-	0,11	0,44	0,81	1,87	0,54
<i>Eingreifwert Haus-/Kleingärten</i>	2	-	-	0,05	-	-	2	-
<i>Sanierungswert Haus-/Kleingärten</i>	2	-	-	0,6	-	-	2	-
Grünflächen ohne pflanzenbauliche Nutzung								
Ödland u. Hutungen, Bayern (BR)	3	4	0-10	0,024	0,044	0,054	0,102	-
Grünflächen u. Parks, Bayern (BR)	3	29	0-10	0,001	0,174	0,388	2,359	1,042
Kleingärten, NRW	4	780	0-30	0,005	0,37	-	11	1,4
Spielplätze, NRW	4	474	0-10	0,001	0,05	-	4	0,56
MW Grünflächen*		-	-	0,004	0,25	0,35	8,19	1,08
<i>Eingreifwert Kinderspielplätze</i>	2	-	-	0,1	-	-	5	-
<i>Sanierungswert Kinderspielplätze</i>	2	-	-	0,5	-	-	1	-
Landwirtschaftlich genutzte Böden								
Acker, NRW	5	322	0-30	0,002	0,04	-	1,7	0,2
Acker, Bayern (LR)	3	27	0-30	0,01	0,008	0,036	0,522	0,043
Acker, Bayern (BR)	3	47	0-30	n.n.	0,025	0,058	0,409	0,141
Grünland, NRW	5	82	0-10	0,01	0,21	-	7,4	0,83
Grünland, Bayern (LR)	3	32	0-10	n.n.	0,008	0,073	1,588	0,153
Grünland, Bayern (BR)	3	27	0-10	n.n.	0,003	0,036	0,434	0,066
MW Landwirt. genutzte Böden*		-	-	0,004	0,06	0,05	2,33	0,18
<i>Eingreifwert landwirt. gen. Fläche</i>	2	-	-	2	-	-	10	-
<i>Sanierungswert landwirt. gen. Fläche</i>	2	-	-	2	-	-	10	-
Forstflächen								
Forst-Auflage, Bayern (LR)	3	12	Ah	n.n.	0,058	0,1	0,533	0,155
Forst-Auflage, Bayern (BR)	3	30	Ah	n.n.	0,011	0,076	0,69	0,14
Forst-Oberboden, Bayern (LR)	3	11	0-30	n.n.	0,016	0,017	0,041	0,034
Forst-Oberboden, Bayern (BR)	3	37	0-30	n.n.	0,035	0,099	0,485	0,304
MW Forstflächen*		-	-	-	0,03	0,08	0,51	0,196

Min. = Minimum, MW = Mittelwert, Max. = Maximum, NRW = Nordrhein-Westfalen, 90-Perz. = 90-Perzentil, WF-Li = Westfalen-Lippe, BR = Ballungsraum, LR = Ländlicher Raum, BRR = Ballungsraum Randgebiet, BRK = Ballungsraum Kerngebiet

*Mittelwert gewichtet über die Anzahl der Meßwerte (n). Quelle: CRÖSSMANN und WÜSTEMANN 1995 (1), EWERS et al. 1994 (2), JONECK und PRINZ 1994 (3), FLIEGNER und REINIRKSEN 1993 (4), DELSCHEN 1994 (5)

Die auch im Vergleich zu Grünlandböden niedrigeren PAK-Gehalte von Ackerböden deuten darauf hin, daß deren geringe PAK-Gehalte nicht nur auf niedrige Fremdbelastungen, sondern auch auf die laufende Verdünnung der PAK-Einträge durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen zurückzuführen ist. Die BaP-Gehalte als auch die PAK-Konzentrationen der

untersuchten Gartenböden überschreiten im Schnitt die als Eingreif- und Sanierungswerte empfohlenen Bodengehalte (s. Tab. 48 und Tab. 49).

Im Gegensatz zur stofflichen Behandlung, wo ein mikrobieller PAK-Abbau stattfindet, kann es in Biobrennstoffanlagen in Abhängigkeit von der Abfallzusammensetzung und den Verbrennungsbedingungen zu einer de-novo-Synthese von PAK kommen. Die PAK-Gehalte (EPA-PAK (16)) der (gemischten) Verbrennungsasche aus Biobrennstoffanlagen liegen zwischen 12,16 mg/kg TS für Holzhackschnitzel und 20,8 mg/kg TS (2,98-78,3) für Strohballen (OBERNBERGER 1994, VETTER 1995). Das als besonders kanzerogen eingestufte BaP hat daran einen mittleren Anteil von rd. 3,8%. In Anlehnung an den in Österreich diskutierten Höchstwert von 20 mg PAK/kg TS für landwirtschaftlich verwertbaren Klärschlamm erscheint eine pflanzenbauliche Ascheverwertung nur bei holzreichen Biobrennstoffen als unbedenklich. Die alleinige Verwertung der Rostasche ist günstiger zu bewerten, da die PAK-Gehalte und die BaP-Gehalte in der Zyklon- und Filterasche viel höher sind als in der Rostasche.

Die landwirtschaftliche Verwertung von Kompost bzw. Biomasseasche führt, gemessen an der bestehenden PAK-Belastung der Ackerflächen von durchschnittlich 0,85 mg/kg TS häufig zu einem Anstieg der PAK-Gehalte. Die Gefahr einer dauerhaften PAK-Akkumulation im Boden ist wegen der vergleichsweise guten mikrobiellen Abbaubarkeit und der standortabhängigen Halbwertszeiten von zwei Tagen bis zwei Jahren allerdings deutlich geringer als bei den polychlorierten Biphenylen und den Dioxinen (RIPPEN 1990).

7.6.2 Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle (PCB) sind chlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe, die aufgrund ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften und ihrer flammhemmenden Wirkung als Kühl- und Isolierflüssigkeit in Transformatoren, als Weichmacher für Lacke und Klebstoffe sowie als hydraulische Flüssigkeiten und Wärmeüberträgeröle verwendet wurden. Der Einsatz dieser human- und ökotoxikologisch bedenklichen Industriechemikalien ist wegen ihrer Persistenz und ihrer Neigung zur Bio- und Geoakkumulation durch die begrenzte Verwendung in geschlossenen Systemen stark eingeschränkt worden (10.BImSchV 1978). Obwohl die Herstellung und das Inverkehrbringen von PCB in Deutschland seit 1989 verboten ist, wird aufgrund der Langlebigkeit der Substanzen und ihrer ubiquitären Verteilung die PCB-Belastung der Bio- und Grünabfälle auch in den nächsten Jahren noch relevant sein.

Bei den kommerziell produzierten PCB-Erzeugnissen handelt es sich meist um komplexe Gemische, die 40-70 unterschiedliche Verbindungen mit einem mittleren Chlorierungsgrad von 30-60% aufweisen (JOCKEL und KÖRBER 1994). Von den theoretisch erzeugbaren 209 Stoffisomeren werden in der Regel nur die sechs „Ballschmitter“-Isomere Nr. 28, 52, 101, 136, 153 und 180 analysiert. Die Summe dieser als Leitsubstanzen benutzten Verbindungen (PCB(6)) kann als Indikator für die PCB-Gesamtbelastung herangezogen werden. Die Diskussion darüber, einen Teil der PCB-Verbindungen aufgrund ihrer strukturellen und toxikologischen Ähnlichkeit mit den Dioxinverbindungen in Toxizitätsäquivalenten zu bewerten, zeigt, daß die Frage der Bewertung und Verrechnung der PCB-Verbindungen noch nicht zufriedenstellend beantwortet ist (HAAG und DAWIDOWSKY 1994).

Der PCB-Gehalt von Gartenkompost ist mit durchschnittlich 0,04 mg/kg TS (s. Tab. 50) geringer als der PCB-Gehalt von Pflanzenabfallkompost (0,07 mg/kg TS) oder Bioabfallkompost (0,09 mg/kg TS). Damit liegen die analysierten Kompostwerte im Schnitt unterhalb des im baden-württembergischen Kompostierungserlaß genannten Orientierungswertes von 0,2 mg/kg TS für die sechs Ballschmitter-Kongenere und von 0,033 mg/kg TS je Einzelverbindung.

Tab. 50: PCB-Gehalte von pflanzlichen Abfällen bzw. Kompost und Orientierungswerte

	Quelle	Polychlorierte Biphenyle
		<i>mg/kg TS</i>
Küchenabfälle	1	0,036*
Grünabfälle	1	0,053*
Gartenkompost	2	0,025*
"	3	0,029 - 0,613*
Gartenkompost (Mittelwert)		0,04
Pflanzenabfallkompost	4	0,025*
"	5	0,03 - 0,48*
"	5	0,045*
"	6	0,18
"	6	0,045
"	6	0,071
Pflanzenabfallkompost (Mittelwert)		0,07
Bioabfallkompost	3	0,009 - 0,14*
"	3	0,078 - 0,113*
"	2	0,015*
"	5	0,059*
"	7	0,015*
"	6	0,26
Bioabfallkompost (Mittelwert)		0,09
Kompostierungserlaß Baden-Württemberg	8	0,033*
BGA-Vorschlag	9	0,1*
ZTV-LA Hamburg	10	0,2*
PCB = Summe aller polychlorierten Biphenyle bzw. Summe der sechs Einzel-PCB (*)		
Quelle: POLETSCHNY et al. 1991 (1), KRAUSS et al. 1991 (2), KRAUSS et al. 1994 (3), LAHL 1991 (4), KEHRES 1990 (5), KOMPOSTIERUNGSERLASS 1994 (8), BGA 1992 (9), STADT HAMBURG (10)		

Die PCB-Gehalte von Kompost können in Einzelfällen den Orientierungswert überschreiten, auch wenn berücksichtigt wird, daß aufgrund der großen Streuung der Analyseergebnisse die Werte noch als eingehalten gelten, wenn diese um bis zu 30% über dem Orientierungswert liegen. Die PCB-Bodengehalte liegen an industriefernen Standorten im allgemeinen unter 0,1 mg/kg TS, können aber in dicht besiedelten Industrie- oder Wohngebieten, wo PCB-haltige Produktions- und Straßenstäube abgelagert wurden bzw. werden, bis zu 100 mg/kg TS erreichen (FÜHR et al. 1985). Die mittlere PCB-Belastung von Gartenböden ist mit 0,049 mg/kg TS gut dreimal so hoch wie die PCB-Belastung landwirtschaftlich genutzter Flächen (s. Tab. 51).

Der mittlere PCB-Gehalt von Böden im ländlichen Raum dürfte bei 0,02 mg/kg TS und damit geringer als in verdichteten Regionen ($<0,07$ mg/kg TS) und als in industriell geprägten Gebieten ($<0,3$ mg/kg TS) liegen (MURL 1991). Die Hintergrundbelastung der Acker- und Grünlandflächen beträgt unter 0,1 mg/kg Boden, kann aber auf klärschlammgedüngten Ackerböden Werte von 0,5 mg/kg erreichen (KORBER und MALZ 1992).

Die Kompostbeaufschlagung führt mit Ausnahme einiger stark belasteter Gartenböden im Siedlungsbereich zu einer Erhöhung der PCB-Gehalte im Boden. In welcher Geschwindigkeit es zu einer PCB-Akkumulation kommt, hängt von der Halbwertszeit der PCB-Verbindungen im Boden ab, die sich je nach Chlorierungsgrad der PCB-Verbindungen zwischen 1-6 Monaten bei niedrig chlorierten Kongeneren mit 1-3 Chloratomen und weitgehender Persistenz bei höher chlorierten Verbindungen mit 4-10 Chloratomen bewegen kann (SAWNEY und BROWN 1989). Im Schnitt kann unterstellt werden, daß für den zu 50% abiotisch stattfindenden PCB-Abbau, je nach Bodeneigenschaften und Chlorierungsgrad, mehrere Jahre benötigt werden (MÜLLER et al. 1991). Da es sich bei den PCB um wenig wasserlösliche Verbindungen handelt, die in humusreichen Böden stark gebunden werden, dürfte die Gefahr einer, über das Normalmaß (1-6 ng/kg FM) hinausgehenden PCB-Anreicherung in Pflanzen (MATOUSEK 1992) durch eine Kompostverwertung gering sein.

Tab. 51: PCB-Gehalte in Böden und PCB-Richtwerte

	Quelle	Polychlorierte Biphenyle						
		n	Tiefe	Min.	Median	MW	Max.	90-Perz.
			cm	Mikrogramm pro Kilogramm TS				
Gartenböden								
Klein- u. Hausgärten, NRW (BR)	1	78	0-30	*	23	-	105	61
Klein- u. Hausgärten, NRW (LR)	1	11	0-30	*	-	-	33	27,7
Kleingartenanlage, Essen	2	41	0-30	25,2	58	67,5	212,8	-
"	2	41	30-60	2,75	24,3	32,9	205,6	-
"	2	38	60-100	2,75	19	29,9	267,1	-
Haus-/Kleingärten, Oberhausen	2	9	0-30	13	6	33	210,5	-
Haus-/Kleingärten, Recklinghausen	2	25	0-30	6,5	19	77,98	747,5	-
"	2	24	0-60	3	7,5	16,83	79	-
Kleingärten, Stuttgart	2	23	0-30	10	80	130	430	-
Gartenböden, Düsseldorf	2	22	0-30	6	51,5	65	184	-
"	2	22	30-60	6	10,5	25,55	204	-
"	2	22	60-100	6	6	12,41	82	-
MW Gartenböden**		-	-	8,34	30,49	49,28	262	-
<i>Eingreifwert Haus-/Kleingärten</i>	3	-	-	2500	-	-	12500	-
<i>Sanierungswert Haus-/Kleingärten</i>	3	-	-	500	-	-	2500	-
Grünflächen ohne pflanzenbauliche Nutzung								
Ödland u. Hutungen, Bayern (LR)	4	10	0-30	n.n.	25	51	149	125
Ödland u. Hutungen, Bayern (BR)	4	4	0-30	n.n.	121	220	637	-
Grünflächen u. Parks, Bayern (BR)	4	29	0-30	n.n.	27	147	1305	383
MW Grünflächen**		-	-	-	35,28	131,47	974	317
<i>Eingreifwert Gewerbeflächen</i>	3	-	-	-	-	-	75000	-
<i>Sanierungswert Gewerbeflächen</i>	3	-	-	-	-	-	25000	-
Landwirtschaftlich genutzte Böden								
Acker, NRW (BR)	1	61	0-30	*	6,5	-	134	44
Acker, NRW (LR)	1	41	0-30	*	4,5	-	27	10,1
Acker, Baden-Württemberg	5	72	0-30	-	-	5	-	8
"	5	143	30-60	-	-	3	-	0,5
Acker, Bayern (LR)	4	28	0-30	n.n.	4	45	390	141
Acker, Bayern (BR)	4	53	0-30	n.n.	24	55	419	164
Grünland, NRW (BR)	1	27	0-10	0,2	4,3	-	68,4	12,6
Grünland, NRW (LR)	1	71	0-10	0,2	1,8	-	17,1	3,9
Grünland, Baden-Württemberg	5	154	0-30	-	-	8	-	14
"	5	103	30-60	-	-	3	-	15
Grünland, Bayern (LR)	4	40	0-10	n.n.	n.n.	18	229	59
Grünland, Bayern (BR)	4	29	0-10	n.n.	n.n.	11	61	41
MW Landwirt. genutzte Böden**		-	-	-	7,86	13,28	161	29,5
<i>Eingreifwert land. gen. Fläche</i>	3	-	-	2600	-	-	12500	-
<i>Sanierungswert land. gen. Fläche</i>	3	-	-	1750	-	-	1750	-
Forstflächen								
Forst-Auflage, Bayern (LR)	4	22	Ah	n.n.	82	199	833	653
Forst-Auflage, Bayern (BR)	4	44	Ah	n.n.	63	156	953	387
Forst-Oberboden, Bayern (LR)	4	13	0-30	n.n.	n.n.	36	298	105
Forst-Oberboden, Bayern (BR)	4	39	0-30	n.n.	21	36	275	76
Wald, Baden-Württemberg	5	151	Ah	-	-	42	-	121
"	5	102	0-30	-	-	20	-	56
"	5	170	30-60	-	-	6	-	18
MW Forstflächen**		-	-	-	51,38	41,62	634	116

Min.=Minimum, MW=Mittelwert, Max.=Maximum, NRW= Nordrhein-Westfalen, BR= Ballungsraum, LR= Ländlicher Raum *alle Einzelkomponenten unter der analytischen Nachweisgrenze, **Mittelwert gewichtet über die Anzahl der Meßwerte (n)

Quelle: DELSCHEN 1994 (1), CRÖSSMANN u. WÜSTEMANN 1995 (2), EWERS et al. 1994 (3), JONECK u. PRINZ 1994 (4), LfU 1993b (5)

7.6.3 Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane

Die polychlorierten Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F), die vereinfachend als „Dioxine“ bezeichnet werden, besitzen wegen ihrer Toxizität und langen Lebensdauer im Vergleich zu den anderen organischen Schadstoffen das größte Umweltgefährdungspotential. Die PCDD und die chemisch eng verwandten, ebenfalls toxischen PCDF bilden eine Verbindungsklasse mit 75 und 135 verschiedenen Chlorhomologen und Stellungsisomeren. Die sich aus insgesamt 210 verschiedenen Verbindungen ergebende Dioxinbelastung wird durch die Gewichtung der Einzelsubstanzen anhand ihrer Toxizitätswirkung im Vergleich zum „Sevesodioxin“ (2,3,7,8 Tetrachlordibenzodioxin (TCDD)) als Summe der einzelnen Toxizitäts-Äquivalente ermittelt. Die Toxizitäts-Äquivalente können anhand der Toxizitätsäquivalenz-Faktoren des Bundesgesundheitsamtes (BGA-TE) oder der internationalen Umrechnungsfaktoren der NATO/CCMS-Richtlinien (I-TEq) berechnet werden.

Die ubiquitäre und deshalb auch in Bio- und Grünabfällen anzutreffende Präsenz von PCDD/F ist auf deren Freisetzung bei chemischen Produktionsprozessen, bei der Metallverarbeitung, der Energieerzeugung und der Abfallverbrennung aber auch auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zurückzuführen. Pflegerückstände und vor allem Laubabfälle von staubexponierten Standorten weisen wegen des überproportionalen Anteils an Boden- und Staubpartikeln die höchsten Dioxingehalte auf (s. Tab. 52). Ein ursächlicher Zusammenhang zwischen dem Dioxingehalt im Kompost und dem Dioxineintrag über Staubsedimentationen konnte trotz des Einflusses atmosphärischer Dioxindepositionen auf die regionale Dioxinbelastung nicht bestätigt werden (EINZMANN 1992, KUMMER 1992).

Bei der Kompostierung dioxinhaltiger Bio- und Grünabfälle kommt es zu einer Dioxinanreicherung, da die anderen, weniger komplex aufgebauten, organischen Verbindungen rascher abgebaut werden. Außerdem kann es bei Rottetemperaturen von über 70°C und der Anwesenheit von mehrfach chlorierten Phenolen, Benzolen und Biphenylen möglicherweise zu einer Dioxinneubildung kommen. Die über de-novo-Synthesen gebildete Menge an Toxizitäts-Äquivalenten, die bis zu 2 ng I-TEq/kg TS umfassen kann, ist im Vergleich zur eingetragenen Dioxinfracht allerdings von untergeordneter Bedeutung (EINZMANN 1992, FIEDLER 1994, KRAUSS et al. 1994, SIEVERS und SCHACHT 1994). Die Dioxinbelastung von Kompost bewegt sich überwiegend zwischen rd. 0,8 und 43 ng I-TEq/kg TS, wobei die mittlere Dioxinbelastung der Komposte von den Gartenkomposten (0,8 ng I-TEq/kg TS) über die Pflanzenabfallkomposte (12,4 ng I-TEq/kg TS) bis hin zu den Bioabfallkomposten (15,3 ng I-TEq/kg TS) zunimmt (s. Tab. 52). Die Hausgartenkomposte weisen mit 3 (2-4) ng I-TEq/kg TS die geringste Dioxinbelastung auf (UMWELT 1995a).

Tab. 52: Dioxingehalte von pflanzlichen Abfälle bzw. Kompost und Dioxinrichtwerte

	Quelle	PCDD/F-Gehalte in ng TEq/kg TS	
		Mittelwert	Spanne
Gras	1		0,5 - 1,7
Küchenabfälle	2	0,4 (2,8*)	0,3-0,6 (1,7-5,9*)
Rasenschnitt	2	0,7 (3,5*)	0,1-4,7 (0,9-134*)
Gartenabfälle	2	0,4 (4,7*)	0,2-4,1 (0,9-28*)
Holzhäcksel	3	5 (11*)	
Rinde	3	3(16*)	
Stroh	4		1,4 - 5,3
Ernterückstände	4		0,5 - 24
Eichenlaub	4		6,7 - 20,4
Mischlaub abgefallen	4	15	
Staubdepositionen	5		340 - 620
Hausstaub	5		25 - 1.368
Gartenabfallkompost	5	8,5	2 - 26
Pflanzenabfallkompost	6	-	9 - 11
"	7	21	3 - 39
"	5	-	5 - 33
"	3	-	1,8 - 5,2
"	5	9	5 - 16
"	8	11,2	2,0 - 33
"	9	10	-
"	10	10,6	4,7 - 13,7
Pflanzenabfallkompost (Mittelwert)		12,36	1,8 - 39
Bioabfallkompost	5	24	5 - 43
"	3	18,25	0,8 - 35,7
"	11	14	-
"	12	12	-
"	8	12,2	0,8 - 43,1
"	9	15	-
"	10	12,1	7-15,8
"	13	14,8	7,49-17,5
Bioabfallkompost (Mittelwert)		15,29	0,8 - 43
Kompostierungserlaß Baden-Württemberg	14	17	-
BGA-Vorschlag	15	20	-
ZTV-LA Hamburg	16	30	-
* = normiert auf 30% OS in der TS			
Quelle: MURL 1991 (1), FRICKE et al. 1989 (2), EINZMANN 1992 (3), LAHL und ZESCHMER-LAHL 1991 (4), KRAUSS et al. 1991 (5), LAHL 1991 (6), POLETSCHNY 1992 (7), KUMMER 1990 (8), LfU 1993b (9), VOGTMANN et al. 1993 (10), FRICKE 1988 (11) FRICKE et al. 1992 (12), FRICKE 1994 (13), KOMPOSTIERUNGSERLASS 1994 (14), BGA 1992 (15), STADT HAMBURG 1994 (16)			

Bei einer Auswertung von 101 PCDD/F-Einzelanalysen von 36 Kompostwerken wurde ein auf 30% OS normierter Mittelwert von 14,8 ng I-TEq/kg TS (2,5-79,2) ermittelt (FRICKE 1994). Ob Pflanzenabfallkomposte mit 6,3 (5-9,4) ng I-TEq/kg TS generell geringer belastet sind als Bioabfallkomposte mit 12,7 (5,3-30) ng I-TEq/kg TS erscheint fraglich (LOIPFÜHRER 1992). Neuere Untersuchungen zeigen, daß die Dioxinbelastung von Pflanzenkomposten mit 6,1-31,7 (14) ng I-TEq/kg TS und von Bioabfallkomposten mit 6,2-25,9 (14,7) ng I-TEq/kg TS auf einem ähnlichen Niveau liegt. Auch KRAUSS (1991)

konnte keine signifikanten Unterschiede zwischen der Dioxinbelastung von Bioabfallkompost (14 +/- 9 I-TEq/kg TS) und Grünabfallkompost (11 +/- 8 I-TEq/kg TS) feststellen.

Signifikante Unterschiede zwischen der Dioxinbelastung von Bioabfallkomposten aus städtischen und ländlichen Sammelgebieten sind ebenfalls nicht nachweisbar (FRICKE et al. 1992b), obwohl die Gartenabfälle zu einer deutlich höheren Dioxinbefrachtung der Kompostrohstoffe beitragen als die Küchenabfälle (KRAUSS et al. 1995). Die nahezu identische Homologenverteilung von Bio- und Grünabfallkomposten weisen auf eine ubiquitäre Hintergrundbelastung hin (EINZMANN 1992), die nach KRAUSS et al. (1994) allerdings regionale Unterschiede auf Länderebene aufzeigen kann. Der im baden-württembergischen Kompostierungserlaß genannte Dioxin-Orientierungswert (17 ng I-TEq/kg TS) kann im Mittel von fast allen Kompostarten eingehalten werden (s. Tab. 52) bzw. von 74% der Einzelmeßwerte unterschritten werden (FRICKE 1994). Die Überschreitungshäufigkeit von 26% ist allerdings nicht als seltene Ausnahme einzustufen.

Die ernährungsbedingte Dioxinaufnahme eines erwachsenen Menschen liegt in Deutschland mit ca. 2 pg I-TEq PCDD/F pro kg Körpergewicht und Tag gut doppelt so hoch wie sie aus Vorsorgeaspekten (<1 pg/kg und Tag) sein sollte (BUNDESTAGSDRUCKSACHE 1992). Die Dioxinbelastung stammt zu über 90% aus der Nahrung und hiervon wiederum zu 60% aus tierischen Produkten wie Milch, Eiern und Fleisch. Angesichts der im Mittel sehr niedrigen Dioxinaufnahmerate durch Nahrungs- und Futtermittelpflanzen und einer nicht nachweisbaren Korrelationen zwischen dem Dioxingehalt von Böden und Pflanzen ist allerdings nicht mit einer erhöhten Dioxinbelastung der Nahrungskette durch eine pflanzenbauliche Nutzung dioxinhaltiger Komposte zu rechnen. Auch die Kompostaufbringung auf Dauergrünland wird im Kompostierungserlaß ausdrücklich zugelassen, obwohl die Gefahr einer Dioxinanreicherung in der Nahrungskette über die Aufnahme schadstoffbelasteter Kompost- oder Bodenpartikel durch Weidetiere ähnlich zu beurteilen ist wie beim Klärschlamm, der nur auf Ackerflächen ausgebracht werden darf.

Durch den Übergang kompost- oder bodengebundener Dioxine in die Gasphase können über die lipophile Kutinschicht der Pflanzen angesichts deren Flächenausdehnung, Permeabilität und Akkumulationsvermögen vom Boden entweichende Dioxine aufgenommen werden (HÜLSTER 1994). Eine erhöhte Dioxinbelastung der Nahrungskette als Folge einer stomatären Aufnahme ausgegaster Bodendioxine ist auf hochbelasteten Böden möglich, findet aber im Normalfall wegen der starken Dioxinsorption im Boden und des geringen Dampfdrucks nicht statt. Die starke Bindung der Dioxine an Huminstoffe, Tonminerale und

Eisen-/Manganoxide verhindert nicht nur deren Ausgasung, sondern auch die Dioxinverlagerung in tiefere Bodenschichten und in Richtung Grundwasser.

Der pH-Wert hat im Gegensatz zum Humus- und Tongehalt keinen Einfluß auf die Sorption und Desorption organischer Schadstoffe im Boden (FIEDLER und RÖSSLER 1993). Der Kenntnisstand über die Mobilisierung und Immobilisierung organischer Verbindungen und deren Einflußfaktoren weist allerdings noch erhebliche Lücken auf. Bei sehr geringer Sorptionsfähigkeit und guter Drainage und als Folge von Bioturbationsprozessen durch Regenwürmer oder andere Bodentiere kann beispielsweise auch eine Verlagerung von organischen Verbindungen stattfinden.

Die Abbaubarkeit von Dioxinen im Boden ist umstritten, da sie bislang weder eindeutig nachgewiesen noch widerlegt werden konnte (BUTZKAMM-ERKER 1991). Aufgrund bekannter photolytischer Abbaumechanismen an der Bodenoberfläche sind Halbwertszeiten zwischen 10 und 14 Jahren bei oberflächlicher Ausbringung möglich (BUMPUS und AUST 1987). In einer Bodentiefe von 12 cm ist dagegen kein nennenswerter 2,3,7,8-TCDD-Schwund meßbar, da in diesem Fall eine Reduktion über Bodenverwehungen, Abdampfungsvorgänge oder photolytische Abbauprozesse nicht möglich ist (FREEMANN und SCHROY 1985). Bei der Einarbeitung von Kompost in tiefere Bodenschichten muß deshalb mit langen Halbwertszeiten von rd. 120-160 Jahren gerechnet werden (HUTZINGER et al. 1985, MENZEL und QUECKE 1987).

Der Boden enthält wegen seiner Sorptionsfähigkeit gegenüber Dioxinen schätzungsweise rd. 70% der in der Umwelt verteilten Dioxinverbindungen (MACKAY et al. 1985). Die in den Böden Baden-Württembergs gespeicherte Dioxinmenge (rd. 12 kg I-TEq) befindet sich zu 73% in Waldböden und zu 20% in landwirtschaftlich genutzten Flächen (LfU 1993b). Gartenböden weisen mit 6-40 ng I-TEq/kg TS deutlich höhere Dioxingehalte auf als landwirtschaftlich genutzte Flächen, die durchschnittlich 1,24 ng I-TEq/kg TS enthalten (s. Tab. 53). In Großstadtgärten des westlichen Ruhrgebiets konnten sogar Dioxingehalte zwischen 16 und 75 ng I-TEq/kg Boden festgestellt werden (PRINZ et al. 1990). Die beachtliche Dioxinanreicherung in Waldböden ist auf die Auskämmeleistung der Bäume und möglicherweise auch auf die gewichtsbezogenen Konzentrationsberechnungen, bei der die geringe Rohdichte von Humusaufgaben nicht berücksichtigt wird, zurückzuführen.

Die landwirtschaftliche Anwendung dioxinhaltiger Komposte führt wegen der über den mittleren Bodengehalten liegenden mittleren Dioxinkonzentration im Kompost, der geringen Dioxinaufnahmerate durch Nahrungs- und Futtermittelpflanzen, der starken Dioxin-

sorptionsfähigkeit des Bodens und der schlechten Abbaubarkeit von Dioxinen in tieferen Bodenschichten zu einer Dioxinanreicherung in den beaufschlagten Flächen.

Tab. 53: Dioxingehalte in Böden und Dioxinrichtwerte

	Quelle	n	Dioxingehalte					90%-Perz.
			Min.	Median	MW	Max.		
ng I-TEq/kg TS								
Gartenböden								
Gartenböden (BR)	1	-	10	-	20	74	-	
Gartenböden (LR)	1	-	1,5	-	3	6	-	
MW Gartenböden*		-	5,75	-	11,5	40	-	
<i>Eingreifwert Haus-/Kleingärten</i>	2	-	40-100	-	-	100-1.000	-	
<i>Sanierungswert Haus-/Kleingärten</i>	2	-	30	-	-	100	-	
Grünflächen ohne pflanzenbauliche Nutzung								
Parkflächen (BR)	1	-	7	-	11	14	-	
Parkflächen (LR)	1	-	1	-	1,6	3,9	-	
Grünflächen u. Parks, Bayern (BR)	3	30	n.n.	0,95	1,8	13	4	
Ödland u. Hutungen, Bayern (BR)	3	4	0,1	1,02	4,8	17	17	
Straßenbegleitflächen (BR)	4	-	1	-	-	261	-	
Straßenbegleitflächen (LR)	4	-	18,7	-	-	26,5	-	
MW Grünflächen*		-	3,51	0,96	2,38	20,09	5,53	
<i>Eingreifwert Gewerbeflächen</i>	2	-	200	-	-	200	-	
<i>Sanierungswert Gewerbeflächen</i>	2	-	75	-	-	1.000	-	
Landwirtschaftlich genutzte Böden								
Ackerböden (BR)	5	-	-	-	2,3	-	-	
Ackerböden (LR)	5	-	-	-	1,4	-	-	
Acker, Bayern (LR)	3	27	n.n.	0,12	0,41	3,7	0,91	
Acker, Bayern (BR)	3	41	n.n.	0,24	0,7	5	2,2	
Landwirtschaftl. genutzte Flächen (BR)	1	-	2	-	5	7	-	
Landwirtschaftl. genutzte Flächen (LR)	1	-	0,2	-	0,5	0,9	-	
Grünland (BR)	5	-	-	-	4,1	-	-	
Grünland, Bayern (BR)	3	27	n.n.	0,6	3,9	18	15	
Grünland (LR)	5	-	-	-	2,30	-	-	
Grünland, Bayern (LR)	3	46	n.n.	0,21	0,46	5,6	0,95	
MW Landwirt. genutzte Böden*		-	-	0,28	1,24	7,39	3,66	
<i>Eingreifwert für landwirt. genutzte Flächen</i>	2	-	40	-	-	1000	-	
<i>Sanierungswert für landwirt. genutzte Flächen</i>	2	-	40	-	-	40	-	
Forstflächen								
Forst-Auflage, Bayern (LR)	3	20	n.n.	8,8	11,9	38	27	
Forst-Auflage, Bayern (BR)	3	32	n.n.	10	14,9	50	38	
Forst (Ah, Oh) (BR)	5	-	20	-	-	22,5	-	
Forst (Ah, Oh) (LR)	5	-	0,05	-	-	5,5	-	
Forst-Oberboden, Bayern (LR)	3	15	0,04	0,59	1,01	3,9	2,6	
Forst-Oberboden, Bayern (BR)	3	30	n.n.	0,77	2,6	17	6	
Waldflächen (BR)	1,4	-	3	-	16	100	-	
Waldflächen (LR)	1	-	-	-	4	-	-	
MW Forstfläche*		-	1,21	5,44	8,36	30,57	20,36	

*Mittelwert gewichtet über die Anzahl Meßwerte (n)

Quelle: LfU 1993b (1), EWERS et al. 1994 (2), JONECK u. PRINZ 1994 (3), JAGER 1991 (4), MÜLLER et al. 1992 (5)

Ausgehend von einer mittleren Ausschöpfung des Dioxin-Orientierungswerts von 78% (68-88%) bei Bioabfallkompost und von 53% (46-59%) bei Pflanzenabfallkomposten würden mit 10 t TS Kompost pro Hektar und Jahr zusätzlich 90-130 ng I-TEq/ha eingetragen. Dies

entspricht bei einer Bearbeitungstiefe von 30 cm einer Erhöhung des Dioxingehalts um 0,02-0,03 ng I-TEq/kg Boden bei einer Grundbelastung von 0,4-2 ng I-TEq/kg Boden.

Zur Bewertung dieses zusätzlichen Dioxineintrags in Böden werden die im baden-württembergischen Dioxinerlaß genannten, auf die Handlungsempfehlungen der Bundesländer Arbeitsgruppe DIOXINE zurückgehenden Dioxin-Bodenrichtwerte herangezogen (DIOXINERLASS 1992). Danach ist eine Dioxinbelastung von bis zu 5 ng I-TEq/kg Boden (TS) ohne eine Einschränkung der landwirtschaftlichen und gärtnerischen Nutzung zulässig. Bei Bodengehalten von 5-40 ng I-TEq/kg TS sollte die Beweidung eingeschränkt werden. Bei 40 ng I-TEq/kg TS und mehr sollte auf eine Freilandhaltung von Tieren und einen Anbau bodennaher Obst- und Gemüsearten und Feldfutterpflanzen verzichtet werden. Den Richtwerten zufolge können, je nach Vorbelastung des Bodens, über mehrere hundert Jahre lang 10 t TS Kompost jährlich ausgebracht werden, ohne daß mit einem negativen Einfluß auf die Nutzung gerechnet werden müßte. Dabei wird davon ausgegangen, daß die atmosphärische Deposition bei 11 pg (Land) bzw. 30 pg (Stadt) I-TEq/m² und Tag liegt und kein nennenswerter biologischer oder photolytischer Abbau stattfindet (FIEDLER et al. 1994). Die Unsicherheiten über die Abbau- und Verlagerungsprozesse gebieten jedoch Vorsicht vor einer zu hohen Bewertung solcher Rechnungen.

Die mit den Bio- und Grünabfällen in die Biobrennstoffanlagen eingebrachten Dioxinverbindungen werden während des Verbrennungsprozesses weitestgehend zerstört. Bei niedrigen Verbrennungstemperaturen und schlechten Verbrennungsbedingungen, d.h. vor allem bei hohen Staub- sowie Kohlenwasserstoffgehalten und der Anwesenheit katalytisch wirksamer Schwermetalle, wie z.B. Kupfer, im Abhitzebereich der Feuerungsanlagen, kann es aber auch zur Dioxinneubildung kommen (STIEGLITZ et al. 1988). Bei modernen Feuerungsanlagen, gutem Ausbrand und wirksamer Staubabscheidung scheint eine Einhaltung des Dioxinmissionsgrenzwertes für Müllverbrennungsanlagen (17. BIm-SchV 1990) möglich. Verglichen mit den Dioxinmissionen aus den Verbrennungsanlagen für Haus-, Sonder- und Klinikmüll und Klärschlamm, den Pyrolyse- und Schwelanlagen, den Metallverhüttungsanlagen, den PVC-verarbeitenden Kunststoffanlagen und Kabelwerken sowie den Zellstoff- und Papierfabriken würde die Dioxinfreisetzung über die energetische Nutzung von Grünabfällen und anderen Biobrennstoffen nur einen geringen Anteil zu der insgesamt freigesetzten Dioxinmenge beisteuern (s. Tab. 54).

Dies könnte sich allerdings durch bereits erfolgte und geplante Dioxinvermeidungsmaßnahmen in den nächsten Jahren ändern. Die Dioxinmissionen aus Müllverbrennungsanlagen, deren Wirkungskreis meist unter einem Radius von 10 km liegt, dürften durch die

Einhaltung des Grenzwertes für Dioxinmissionen um den Faktor 100 zurückgehen. Auch die verkehrsbedingten Dioxinmissionen, die erhöhte Dioxingehalte von über 5 ng I-TEq/kg innerhalb eines ca. 10 m breiten Randstreifens verursachen, dürften sich durch die zunehmende Verwendung von unverbleitem Benzin ohne Scavenger um den Faktor 100 und durch den Einsatz von Katalysatoren nochmals um den Faktor 10 verringern (LfU 1993a).

In Baden-Württemberg werden gegenwärtig ca. 67.180 t TS Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet, deren Dioxingehalte zwischen ca. 10 ng I-TEq/kg TS (Hohenlohekreis) und 34 ng I-TEq/kg TS (Landkreis Esslingen) liegen. Ausgehend von einem gewichteten mittleren Dioxingehalt von 22 ng I-TEq/kg TS trägt die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung derzeit ca. 1,48 g I-TEq pro Jahr zur zusätzlichen Dioxinbelastung bei. Durch eine vollständige Verwertung des gegenwärtigen Klärschlammaufkommens würde sich bei gleichbleibenden Dioxingehalten die Dioxinfracht auf 8,87 g I-TEq pro Jahr und der relative Anteil an der Dioxingesamtfracht von 1,35% auf 19% erhöhen. Die landwirtschaftliche Verwertung von mittelfristig rd. 189.000 t TS Kompost/a und langfristig rd. 594.000 t/a mit 15 ng I-TEq/kg TS wäre mit einer zusätzlichen Belastung von zunächst 2,84 g I-TEq/a und zukünftig 8,9 g I-TEq/a verbunden und würde auf lange Sicht mit einem ähnlichen Anteil zur Dioxingesamtfracht beitragen wie die Klärschlammverwertung. Bei diesen Abschätzungen ist zu berücksichtigen, daß die Dioxinbelastung der Sekundäremittenten Kompost und Klärschlamm zeitversetzt in gleichem Maße zurückgeht wie die der in Tabelle 54 aufgeführten Primäremittenten. Deshalb könnte es sein, daß die Dioxinfracht von Kompost und Klärschlamm langfristig möglicherweise geringer angesetzt werden muß als dies bei den Kalkulationen in Tabelle 54 geschehen ist.

Tab. 54: Gegenwärtige und zukünftig erwartbare Dioxinfrachten in Baden-Württemberg

	Gegenwart		Zukunft	
	g I-TEq	in % von Ges.	g I-TEq	in % von Ges.
Kommunale Müllverbrennung*	50	45,81	0,5	1,07
Klinikmüllverbrennung*	0,19	0,17	-	-
Sonderabfallverbrennung*	0,13	0,11	0,0625	0,13
Verkehr (Otto- und Dieselmotoren)	1,52	1,39	0,228	0,49
Fossile Kraftwerke*	0,5	0,46	0,5	1,07
Hausbrand*	2,5	2,29	2,5	5,37
Industrielle Prozesse*	50	45,81	25	53,68
Klärschlamm**	1,48	1,35	8,87	19,04
Kompost***	2,835	2,60	8,91	19,13
Summe	109	100	47	100

* über das Pro-Kopf-Verhältnis abgeleitete Emissionswerte nach BROKER et al. 1994

** 67180 t TS/a (Gegenwart) bzw. 403.100 t TS/a (Zukunft=100% des derzeitigen Aufkommens) landwirtschaftlich verwerteter Klärschlamm mit 22 ng I-TEq/kg TS (LANDTAG BADEN-WÜRTTEMBERG 1994)

*** 189.000 t TS/a (mittelfristig) bzw. 594.000 t/a (langfristig) landwirtschaftlich verwerteter Kompost mit 15 ng I-TEq/kg TS

7.7 Schwermetalle

Bio- und Grünabfälle und daraus hergestellte Komposte enthalten aufgrund von geogen-pedogenen oder anthropogenen Vorbelastungen des Bodens und ubiquitären Schadstoffim-missionen aus der Luft oder als Folge der Anwendung schwermetallhaltiger Pflanzen-schutz- und Düngemittel Schwermetallfrachten mit unterschiedlicher Zusammensetzung. In Tabelle 55 und 56 finden sich Angaben zum Schwermetallgehalt von Grünabfällen, Garten- und Spezialkompost, Laubabfallkompost, Pflanzenabfall-, Bioabfall- und Fermentations-kompost.

Tab. 55: Schwermetallgehalte von Grünabfällen, Gartenkomposten und speziellen Grün-abfallkomposten

	Quelle	n	Blei	Cad-mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Queck-silber	Zink	Σ SM	Σ Cd Äq.
<i>mg/kg TS</i>											
Grünabfälle											
Rinde	1	1	11	2,1	5,4	2,2	5,4	0,14	207	233	3,16
Rindenmulch	1	1	25	0,5	9,5	6,3	3,2	0,1	65	110	1,29
MW Rindenprodukte*			18	1,3	7,45	4,25	4,3	0,12	136	171	2,22
Grüngut-/Holzhäcksel	2	1	32	0,59	22	35	11,2	0,08	157	258	2,36
Garten-/Spezialkompost											
Gartenkompost, jung	1	1	72	0,4	33	32,3	38	0,08	213	389	3,36
" , 2 Jahre alt	1	1	45	0,4	30	24,2	23	0,06	136	259	2,40
" , 3 Jahre alt	1	1	37	0,3	21	18,2	13	0,07	104	194	1,76
" , Land	3	1	119	0,52	40	43	22	0,19	286	511	4,16
" , Stadt	3	1	348	0,76	85	46	24	0,53	458	962	8,07
MW Gartenkompost*			68	0,48	42	33	24	0,19	185	352	3,23
Friedhofskompost	4	10	152	0,7	65	44	49	0,3	184	495	5,27
"	4	1	65	0,2	19	28	21	0,13	79	212	2,19
MW Friedhofskompost*		11	144	0,65	61	43	46	0,28	174	469	4,99
MW Straßenbeglfl.kompost ¹⁾	5		187	1,2	92	85	62	0,4	283	711	7,58
Laubabfallkompost											
Laubkompost, 0-16 mm	1	1	195	1,56	92	55,6	21,86	0,22	482	849	7,26
" , 16-30 mm	1	1	212	2,08	74	37,92	16,46	0,16	560	902	7,60
" , >30 mm	1	1	234	1,72	71	35,02	16,06	0,16	567	925	7,40
Laubkompostgemisch	1	1	293	1,5	111	41,8	25,5	0,27	400	873	8,06
Laubkompost, fein	1	1	346	1,2	115	71,2	31,2	0,91	848	1414	10,82
" , grob	1	1	346	1,3	105	225	26,9	0,39	1080	1784	12,90
" , Siebreste	1	1	404	1,6	119	184	34,5	0,36	1230	1974	13,97
MW Laubkompost*			290	1,57	98	93	25	0,35	738	1246	9,72
n=Anzahl an Untersuchungen, MW=Mittelwert, SM=Schwermetalle, Cd-Äq.=Cadmium-Äquivalente, *Mittelwert gewichtet über die Anzahl der Meßwerte (n)											
1)=Kompost aus Grünabfällen von Straßenbegleitflächen											
Quelle: POLETSCCHNY et al. 1991 (1), KLUGE 1994 (2), ELLINGHAUS 1990 (3), FISCHER 1987 (4), TABASARAN u. SIHLER 1993 (5)											

Die hohen Blei-, Cadmium- und Zinkgehalte im Gartenkompost aus städtischen Gebieten und Kompost aus Pfliegerückständen von Straßenbegleitflächen, aus Friedhofsabfällen und Laub sind auf Verunreinigungen der Grünabfälle durch verkehrsbedingte Schadstoffimmissionen oder Fehlwürfe zurückzuführen. Schwankungen im Nickelgehalt sind eine Folge der unterschiedlichen geogen-pedogene Hintergrundbelastung der Böden.

Gartenkompost besitzt im Schnitt einen um 25-50% geringeren Gesamtgehalt an Schwermetallen als Spezialkompost aus Friedhofsabfällen oder Straßenbegleitflächengrün (s. Tab. 55). Grüngut- und Holzhäcksel weisen mit Ausnahme von Cadmium gleiche bis niedrigere Schwermetallgehalte auf als Gartenkomposte. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Meßwerte nicht immer auf einen einheitlichen Organikgehalt normiert sind und die niedrigen Schwermetallgehalte von Grünabfällen deshalb auch auf einer Verdünnung durch höhere Organikgehalte im Vergleich zum Gartenkompost beruhen können.

Die Aussagen über die Schwermetallgehalte beim Gartenkompost und den Spezialkomposten sind aufgrund der geringen Anzahl verfügbarer Schwermetallmessungen weniger belastbar als die über eine Vielzahl von Messungen ermittelte durchschnittliche Schwermetallbelastung der Pflanzen- und Bioabfallkomposte (s. Tab. 56). Die Schwermetallgehalte von Pflanzen- und Bioabfallkomposten sind auch untereinander besser vergleichbar als beim Gartenkompost oder den Grün- und Holzhäckseln, da diese in der Regel auf 30% organische Substanz normiert sind. Bioabfallkompost weist im gewichteten Mittel einen um 14% höheren Schwermetallgehalt auf als Gartenkompost. Die geringsten Schwermetallgehalte besitzt der Pflanzenabfallkompost, der verglichen mit dem Gartenkompost eine um 10% geringere Schwermetallbelastung aufweist.

Die im Kompostierungserlaß Baden-Württemberg genannten Orientierungswerte erscheinen unter den in Tabelle 57 aufgeführten Richtwerten und Güteempfehlungen als geeignete Meßlatte, um über eine gewichtete Aggregation der einzelnen Schwermetallgehalte zu einer für vergleichende Zwecke einsetzbaren Bewertungshilfe zu gelangen. Dies hängt damit zusammen, daß die Orientierungswerte auf den Grenzwerten der Klärschlammverordnung basieren, die nach langjährigen Gewächshaus- und Feldversuchen mit schwermetallhaltigen Klärschlämmen als tolerierbare Höchstwerte ermittelt wurden. Bei der Grenzwertsetzung wurden die human- und ökotoxikologischen Zusatzbelastungen berücksichtigt, die sich durch den Verzehr von Nahrungs- und Futtermitteln, die von klärschlammbeaufschlagten Flächen stammen, ergeben könnten. Neuerkenntnisse über die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit haben in Verbindung mit Verzehrsberechnungen dazu geführt, daß einige Grenzwerte bei der Novellierung der Klärschlammverordnung 1992 verschärft wurden.

Tab. 56: Schwermetallgehalte von Pflanzen-, Bioabfall- und Fermentationskompost

Quelle	n	Organ. Subst. (%)	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink	Σ SM	Σ Cd-Äq.
<i>mg/kg TS</i>											
Pflanzenabfallkompost											
KUMMER 1993	1	-	60	0,65	62	60	37	0,33	145	365	4,16
GRANTZAU 1992	1	-	73	0,6	25	35	13	0,1	190	337	2,97
"	1	-	129	0,8	70	30	70	0,28	321	620	5,81
"	1	-	139	0,7	64	65	24	0,23	236	529	4,99
JAGER 1991	3	31	42	0,5	29	33	12	0,5	93	210	2,66
FISCHER 1987	3	30	57	0,5	20	13	8	0,21	82	181	2,06
TABASARAN u. SIHLER 1993	5	30	45	0,6	23	32	17	0,1	103	221	2,45
LUCK u. SCHARF 1991	6	30	73	0,6	35	25	13	0,1	190	337	2,94
KOMPOSTWERK BASSUM 1994	9	30	54	0,49	17	29	6	0,23	163	270	2,41
FRICKE u. NIESSEN 1990	24	31	63	0,69	36	33	18	0,2	170	321	3,18
TABASARAN u. SIHLER 1993	43	30	64	0,9	50	36	25	0,51	176	351	4,04
FISCHER u. JAUCH 1991	56	30	51	0,37	31	25	12	0,18	108	228	2,26
RIESS 1989	200	30	62	1,25	28	51	19	0,36	176	338	4,08
MW Pflanzenabfallkompost*	-	-	61	0,97	32	42	18	0,33	163	316	3,62
Bioabfallkompost											
REINDERS et al. 1994	1	30	60	0,69	51	22	14	0,12	196	344	3,07
LUFA HAMELN 1994	1	30	57	0,52	41	34	30	0,15	215	378	3,34
JAGER 1991	1	30	55	0,61	48	101	58	0,41	344	607	5,56
BGK KOMPOST 1994	1	30	59	0,56	65	27	17	0,16	214	382	3,28
LUCK u. SCHARF 1991	9	30	98	0,8	55	28	18	0,3	274	474	4,18
JÜNG 1991 (Stadt)	1	-	66	0,8	51	20	14	0,3	217	369	3,47
KRAUSS u. KORHERR 1987	1	-	42	0,3	16	57	37	0,1	178	330	3,00
"	1	-	72	0,4	49	80	32	0,2	150	384	3,94
KEHRES u. VOGTMANN 1988	1	-	86	0,5	40	28	17	0,2	255	427	3,43
FRICKE et al. 1990	1	30	84	0,8	30	45	20	0,2	255	435	3,89
FRICKE et al. 1992	1	30	83	0,84	36	47	20	0,38	250	437	4,17
SCHRIEWER 1991	1	30	82	0,73	58	73	19	0,41	342	575	4,90
KUMMER 1993	1	30	86	0,5	28	40	17	0,17	255	427	3,44
"	1	30	88	0,77	50	46	47	0,22	267	499	4,71
"	1	-	163	0,7	60	28	25	0,24	254	530	4,78
"	1	-	146	1	48	31	18	0,11	334	578	4,81
"	1	30	96	0,8	65	44	38	0,4	250	494	4,89
KELLNER 1993 (Stadt)	1	30	58	0,51	22	41	12	0,15	197	331	2,82
" (Bundesland)	1	30	70	0,7	36	45	34	0,34	225	411	4,04
" (BRD)	1	30	78	0,78	34	43	19	0,33	233	408	3,87
RÜTHER 1994 (Stadt)	2	30	107	1,16	39	70	18	0,23	300	535	5,01
GOTTSCHALL et al. 1994	3	30	76	0,68	35	62	22	0,114	286	482	4,00
JÜNG 1991	4	-	129	0,93	85	70	26	0,45	399	710	6,15
ANONYMUS 1993	15	30	83	0,6	34	47	15	0,3	245	425	3,72
OETJEN-DEHNE u. KALVELAGE 1993	16	30	100	1,3	36	54	20	0,7	253	465	5,22
FRICKE u. NIESSEN 1990	17	30	79	0,72	36	38	22	0,59	243	419	4,12
"	24	30	74	0,6	45	58	40	0,3	291	509	4,52
TABASARAN u. SIHLER 1993	193	30	67	0,7	35	43	22	0,2	197	365	3,51
POLETSCHNY 1994b	200	30	53	0,7	28	37	12	0,1	197	328	2,92
MW Bioabfallkompost*	-	-	74	0,73	38	45	23	0,27	222	402	3,82
Fermentationskompost											
HOCHREIN 1994	1	-	40	0,3	40	17	15	-	150	262	2,07
"	3	-	53	0,6	40	56	27	0,2	-	177	3,00
"	4	-	28	0,8	54	76	28	0,5	-	187	3,67
OETJEN-DEHNE u. KALVELAGE 1993	16	30	221	0,55	51	55	34	0,23	173	535	5,41
MW Vergärungskompost*	-	-	39	0,59	50	57	31	0,27	172	350	3,63

n=Anzahl Untersuchungen, SM=Schwermetalle, Cd-Äq.=Cadmium-Äquivalente, *Mittelwert gewichtet über die Anzahl der Meßwerte (n)

Die vergleichende Bewertung der Schwermetallbelastung von Grünabfällen und Kompost anhand der in der Klärschlammverordnung reglementierten Einzelgehalte für Blei, Cadmium, Kupfer, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink ist eine komplexe und zeitintensive Angelegenheit. Das einfache Aufsummieren der einzelnen Schwermetallgehalte hat den Nachteil, daß die Schwermetallsumme wenig aussagekräftig ist, weil man dabei human- und ökotoxikologische bedeutende Schwermetalle (Cadmium, Quecksilber) und Schwermetalle mit Nährstoffcharakter, die erst in höheren Konzentrationen zu Schadstoffen werden (Kupfer, Zink), gleichwertig zusammenfaßt. Um die einzelnen Schwermetalle anhand ihrer relativen Bedeutung zu einer Bewertungseinheit aggregieren zu können, werden sie in „Cadmium-Äquivalente“ umgewandelt. Zur Berechnung der Cadmium-Äquivalente werden die Orientierungswerte des Kompostierungserlasses im Verhältnis zur zulässigen Höchstmenge an Cadmium gewichtet. Cadmium wird als Bezugsgröße zur Beurteilung der unterschiedlich wirksamen Schwermetalle herangezogen, weil Cadmium aufgrund seiner Verbreitung, Mobilität und Schadwirkung ein aus humantoxikologischer Sicht bereits in geringen Konzentrationen bedeutsames Schwermetall darstellt.

Die Schwermetallbelastung von Spezialkompost ist mit 5-9,7 mg Cd-Äq./kg TS deutlich höher als die von Gartenkompost (3,23 mg Cd-Äq./kg TS). Kompost aus Stadtgebieten kann einen zwei- bis dreimal höheren Schwermetallgehalt aufweisen als Gartenkompost aus ländlichen Gebieten und damit ähnlich stark belastet sein wie die Spezialkomposte (s. Tab. 55). Die um rd. 17% niedrigere Menge an Cd-Äquivalenten von Gartenkompost im Vergleich zum Pflanzen- und Bioabfallkompost ist auf den geringeren Cadmiumanteil zurückzuführen. Die Schwermetallbelastung von Gartenkompost kann wegen der großen Schwankungsbreite von 1,76-8,07 mg Cd-Äq./kg TS weniger sicher ermittelt werden als beim Pflanzenabfallkompost (2,06-4,99 mg Cd-Äq./kg TS) oder Bioabfallkompost (2,82-6,15 mg Cd-Äq./kg TS).

Der Vergleich des Gehalts an Cd-Äquivalenten mit dem tolerierbaren Höchstmaß zeigt, daß dieser von den Gartenkomposten zu 46% und von den Pflanzenabfall- und Bioabfallkomposten zu 52-55% ausgeschöpft wird (s. Abb. 23). Die Schwermetallbelastung der Spezialkomposte aus Laubabfällen oder Straßenbegleitflächengrün liegt im Durchschnitt deutlich über dem theoretischen Toleranzwert. Die verglichen mit Bioabfallkompost um 5% geringeren Cd-Äquivalente im Gärkompost könnten die Folge einer Verlagerung von Blei-, Cadmium- und Zinkverunreinigungen ins Prozeßwasser sein.

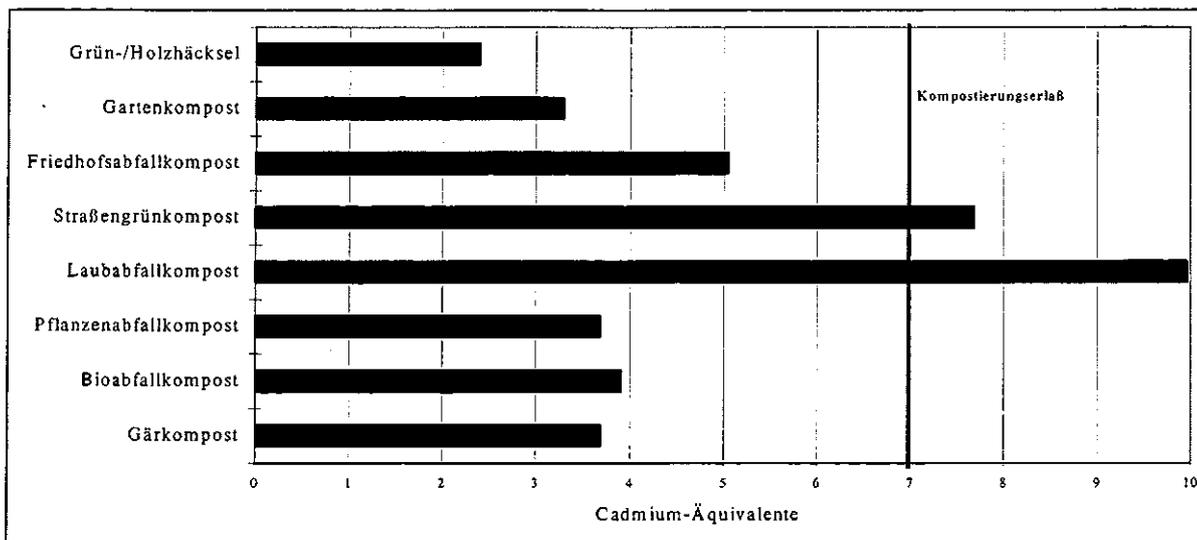


Abb. 23: Schwermetallbelastung von Grünabfall und Kompost

7.7.1 Qualitätsziele für Kompost

Durch die pflanzenbauliche Kompostverwertung kann sich der Schwermetallgehalt der beaufschlagten Böden und je nach Schwermetallmenge, Bodenart und Flächennutzung auch die Schwermetallkonzentration in den Nahrungs- und Futterpflanzen erhöhen. Die Technische Anleitung Siedlungsabfall fordert deshalb, daß Komposte aus neu genehmigten Anlagen die von der Länderarbeitsgruppe Abfall erstellten Qualitätskriterien in der jeweils gültigen Fassung einhalten können (LAGA 1995). Die 1995 neugefaßten Empfehlungswerte der LAGA entsprechen den Qualitätskriterien des von der Bundesgütegemeinschaft Kompost verliehenen, freiwilligen Qualitätssiegels für Komposte RAL-GZ 251 (RAL 1992).

Eine bundesweit rechtsverbindliche Kompostverordnung mit Schwermetallgrenzwerten in Abhängigkeit vom Einsatzzweck und von der Aufwandmenge ist noch nicht verfügbar. Zur Überbrückung der verordnungslosen Zeit hat Baden-Württemberg in Anlehnung an die Schwermetallgrenzwerte der novellierten Klärschlammverordnung bzw. an die „Blauen Engel-Werte“ des Umweltbundesamtes (RAL-UZ 45) Orientierungswerte über die zulässigen Schwermetallgehalte von Kompost und die tolerierbare Kompostmenge pro Hektar und Jahr erlassen (KOMPOSTIERUNGSERLASS 1994). Diese gelten für gärtnerisch und landwirtschaftlich genutzten Kompost, aber nicht für Kompost, der im Garten- und Landschaftsbau, im Hobbygartenbau und in technischen Anwendungsbereichen (wie z.B. in Biofiltern) eingesetzt wird. Auf Forstflächen, Wasserschutzgebietsflächen (Zonen I und II) sowie in Naturschutzgebieten ist die Kompostanwendung nicht zulässig.

Tab. 57: Richtwerte und Güteempfehlungen zur Schwermetallbelastung von Kompost

	Jahr	Bezug	Organ. Subst.	Blei	Cad-	Chrom*	Kupfer	Nickel	Queck-	Zink
				mg/kg TS						
			Gew.-%	Inländische Werte						
Klärschlammverordnung	1982	1,67 t TS/(ha ×a)	-	1200	20	1200	1200	200	25	3000
Klärschlammverordnung*	1992	1,67 t TS/(ha ×a)	-	900	10	900	800	200	8	2500
LAGA Merkblatt M 10	1995	Landwirtschaft	30	150	1,5	100	100	50	1	400
LAGA Merkblatt M 10	1995	GaLa	30	250	2,5	200	200	100	2	750
Kompostierungserlaß	1994	10 t TS/(ha ×a)	30	100	1	100	75	50	1	300
Komposterlaß Hessen	1992	10 t TS/(ha ×a)	30	150	1,5	100	100	50	1	400
ZTV-La Hamburg	1995	Landschaftsbau	30	100	1	100	75	50	1	300
RAL-UZ 45	1995	Kompost	30	100	1	100	75	50	1	300
RAL-GZ 251	1992	Kompost	30	150	1,5	100	100	50	1	400
RAL-GZ 250/4	1992	Rindenerden	40	80	2	50	50	30	0,5	300
Fachvereinig. bayerischer Kompostersteller e. V.	1993	Kompost	-	75	0,75	75	75	25	0,75	200
LUFA Bonn	1993	Edelkompost	30	75	0,75	75	50	30	0,5	110
	1993	10 t TS/(ha ×a)	30	100	1	100	100	30	1	250
	1993	5 t TS/(ha ×a)	30	150	2	100	100	50	1,5	400
				Ausländische Werte						
Schweiz	1991	15 t TS/(ha ×a)	-	150	3	150	150	50	3	500
Österreich	1993	Klasse 1	30	70	0,7	70	70	42	0,7	210
	1993	Klasse 2	30	150	1	70	100	60	1	400
	1993	Klasse 3	>20	500	4	150	400	100	4	1.000
Niederlande	1993	Klasse A	>20	120	1	70	90	20	0,7	280
	1993	Klasse B	>20	200	2	200	300	50	2	900
	1995	Klasse A	>20	65	0,7	50	25	10	0,2	75
Belgien	1995	6 t TS/(ha ×a)	>20	100	1	50	60	20	0,3	200
	1993	Landwirtschaft	>32	600	5	150	100	50	5	1.000
	1995	Landwirtschaft	>32	120	1	70	90	20	1	280
Italien**	1995	Parkflächen	>32	1.000	5	200	500	100	5	1.500
	1995	Ist-Werte	-	500	10	500 (10)	600	200	10	2.500
	1995	Kompost A	>40	200	3	(1)	200	50	2	400
Spanien	1995	Kompost B	>40	600	5	(3)	500	200	5	1.500
	1995	Kompost	>25	1.200	40	750	1750	400	25	4.000

*Bei Aufbringung auf leichte Böden mit einem Tongehalt <5 % und auf Böden mit einem pH-Wert von 5-6 gelten folgende Höchstwerte: Cadmium: 5, Zink: 2.000, **Italien unterscheidet zwischen Chrom III und dem toxikologisch relevanten Chrom IV (in Klammern).

Die Pflanzen- und Bioabfallkomposte sind zum überwiegenden Teil in der Lage, die baden-württembergischen Orientierungswerte zu unterschreiten (s. Abb. 23 und Abb. 24). Besonders deutlich ist dies der Fall bei den Quecksilber-, Nickel- und Chromgehalten der betrachteten Analyseergebnisse, die bis auf eine Ausnahme die Orientierungswerte zwischen 20% und 50% ausfüllen. Die Blei-, Cadmium- und Zinkkonzentrationen der Komposte schöpfen die höchstzulässigen Werte dagegen sichtbar höher aus.

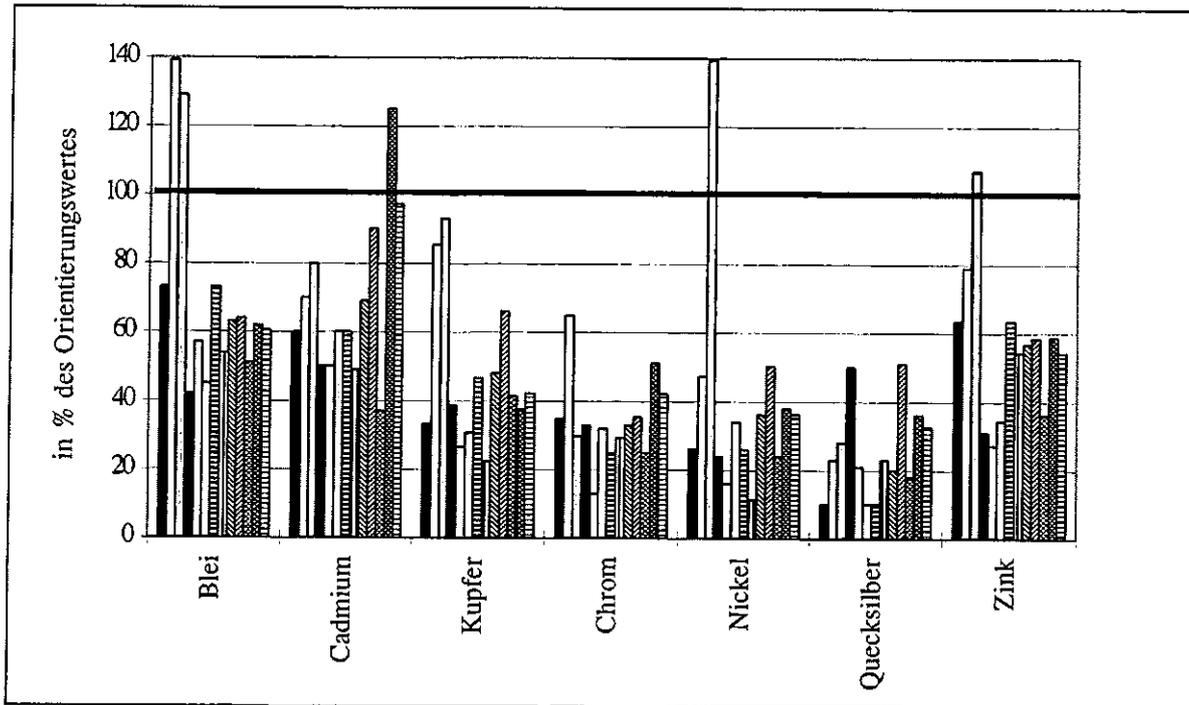


Abb. 24: Schwermetallgehalte von Pflanzenabfallkompost (s. Tab. 56) in Prozent der Orientierungswerte des baden-württembergischen Kompostierungserlasses

Die Richtwerte können sich, wie die Novellierung der Klärschlammverordnung gezeigt hat, innerhalb kurzer Zeitspannen ändern, da die Festlegung von Grenzwerten ein fließender Prozeß ist, der dem wissenschaftlichen Erkenntniszuwachs und dem gesellschaftspolitischen Wertewandel unterworfen ist. Eine Verschärfung der Höchstwertempfehlungen könnte zu einem Vermarktungshindernis werden, wenn sich die Qualität der Komposte in absehbarer Zeit nicht wesentlich verbessert. Um die Zeitbeständigkeit der inländischen Empfehlungen und Richtwerte besser beurteilen zu können, werden diese mit den Qualitätszielen in anderen europäischen Staaten verglichen.

Die niederländischen Grenzwerte für Schwermetallgehalte (s. Tab. 57) zeigen, daß eine Verschärfung mit einer gleichzeitigen Staffelung der Grenzwerte in Abhängigkeit von der Nutzungsart, der Aufbringungsmenge und der bodenabhängigen Pufferkapazität einhergehen kann. Auf diese Weise können die Qualitätsstandards in sensiblen Bereichen angehoben werden, ohne daß dadurch die flächenhafte Verwertung des Komposts gefährdet wäre. Ein ähnliches Vorgehen empfiehlt auch die LUFA Bonn (s. Tab. 57). Die Verwertung von schwermetallhaltigerem Kompost ist allerdings nur bei einer gleichzeitig verringerten Beaufschlagungsmenge möglich, die das Ausbringen hoher Schwermetallfrachten im Bereich der pflanzenbaulichen Kompostverwertung verhindert.

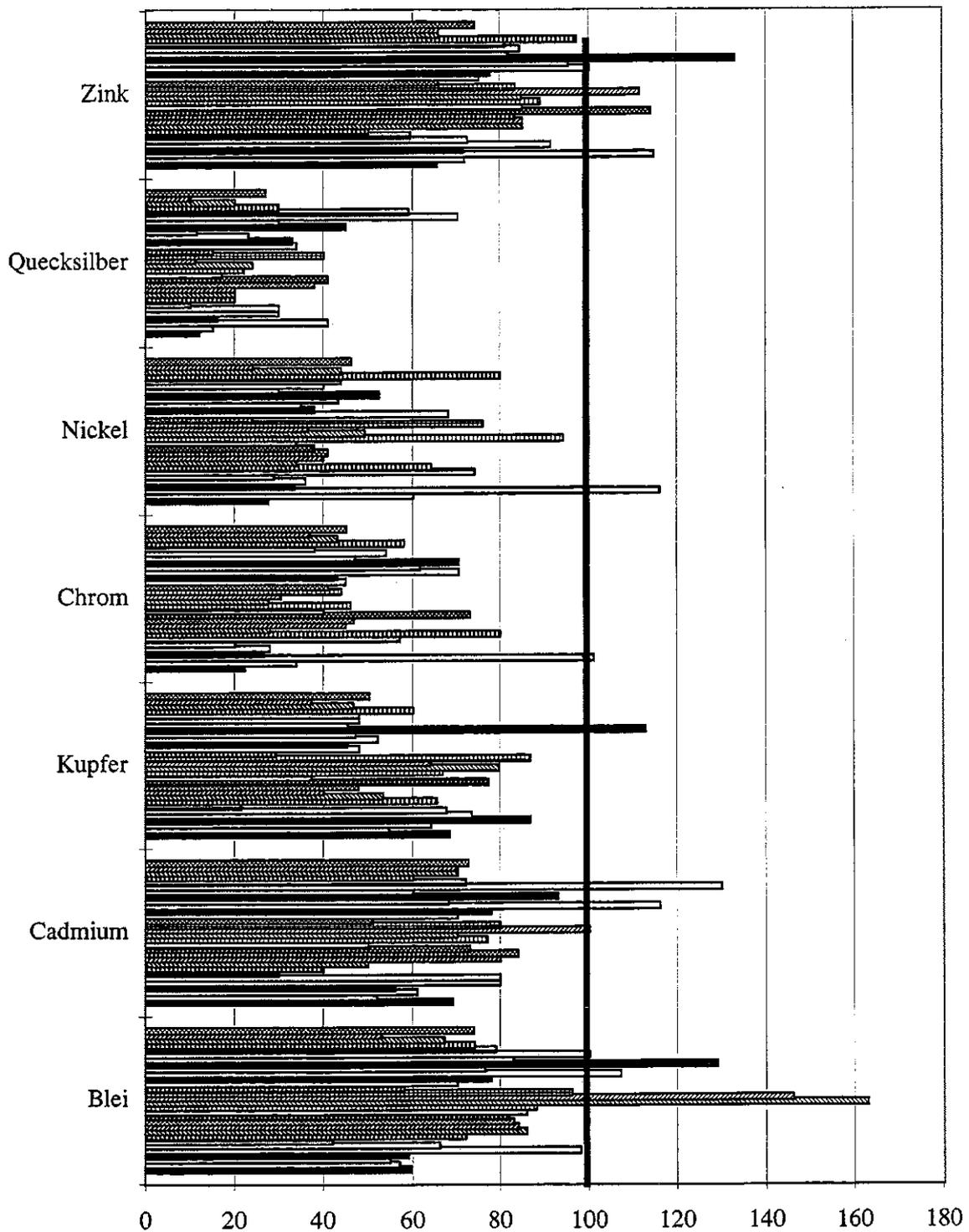


Abb. 25: Schwermetallgehalte von Bioabfallkompost (s. Tab. 56) in Prozent der Orientierungswerte des baden-württembergischen Kompostierungserlasses

Komposte, deren Schwermetallgehalte die Richtwerte für gärtnerische und landwirtschaftliche Anwendungen überschreiten, können in größeren Mengen zur Rekultivierung von Deponien und devastierten Flächen sowie für garten- und landschaftsbauliche Maßnahmen eingesetzt werden. Verbindliche Richtwerte über zulässige Schwermetallfrachten gibt es (noch) nicht, obwohl die Umweltkonferenz bereits 1992 beschlossen hat, Richtlinien über die Anwendung organischer Siedlungsabfälle bei der Rekultivierung devastierter Flächen ausarbeiten zu lassen, um die mögliche Entstehung flächenhafter Schadstoffansammlungen zu unterbinden. Das 1995 novellierte Merkblatt M 10 der LAGA enthält erste Empfehlungswerte über maximal zulässige Schadstoffbelastungen und Kompostmengen, die im Garten-, Landschafts- und Sportplatzbau oder als Substrate für Lärmschutzwände, Rasengittersteinfüllungen und Dachbegrünungen verwendet werden. Die darin genannten, zulässigen Schadstoffkonzentrationen sind bis auf Blei, Zink und Cadmium doppelt so hoch wie bei der landwirtschaftlichen Verwertung, bei allerdings um die Hälfte reduzierten Aufwandmengen (s. Tab. 57). Schärfere Anforderungen an die Schwermetallgehalte der Komposte werden in Hamburg gestellt, wo im städtischen Landschaftsbau nur Komposte verwendet werden dürfen, die den Gütebestimmungen der RAL-UZ 45 (Orientierungswerte des Kompostierungserlasses Baden Württemberg) entsprechen (STADT HAMBURG 1994).

7.7.2 Human- und ökotoxikologische Wirkung

Die im Kompost enthaltenen Schwermetalle Kupfer, Nickel und Zink sind essentielle Spurennährstoffe, die für die Ernährung von Mensch und Tier unentbehrlich sind. Bei geringen Bodengehalten kann die Kompostbeaufschlagung deshalb einen positiven Einfluß auf das Wachstum der Pflanzen haben. Bei hohen Bodengehalten kann es dagegen zu Beeinträchtigungen des Pflanzenwachstums und bei sehr hohen Konzentrationen sogar zu Schäden am Pflanzenbestand kommen.

Die Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber haben keine ernährungsphysiologische Funktionen und sind bereits in geringen Konzentrationen humantoxikologisch wirksam. Ihr Gehalt in Nahrungs- und Futtermitteln unterliegen deshalb einer gesetzlichen Reglementierung (BGA 1986). Cadmium stellt ein besonders negativ zu bewertendes Schwermetall dar, da die kritische Konzentration im Tierfutter um das 10fache niedriger ist als die kritische Konzentration für das Pflanzenwachstum (s. Tab. 58).

Tab. 58: Transferfaktoren für Schwermetalle und kritische Gehalte in Pflanzen und im Tierfutter

	Quelle	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Normalgehalte Pflanzen (mg/kg TS)	1	1-5	<0,1-1,0	<0,1-1,0	3-15	0,1-5	<0,1-0,5	15-150
Krit. Konzentr. Pflanzen (mg/kg TS)	1	10-20	5-10	1-2	15-20	20-30	0,5-1,0	150-200
Krit. Konzentr. Tierfutter (mg/kg TS)	2	10-30	0,5-1,0	50-3.000	30-100	50-60	1,0	300-1.000
Transferfaktoren Boden-Pflanze	1,3	0,01-0,1	1-10	0,01-0,1	0,1-1	0,1-1	0,01-0,1	1-10

Quelle: SAUERBECK 1985 (1), GRONAUER 1991 (2), LUBBEN 1993 (3)

Die element- und konzentrationsabhängige Nutz- oder Schadwirkung der einzelnen Schwermetalle kann auch an den Mengenverhältnissen abgelesen werden, in denen sie in verschiedenen Pflanzenarten und Pflanzenteilen vorkommen. Der Zinkgehalt ist rund 200mal und der Nickel- und Kupfergehalt 7mal so hoch wie der Cadmiumgehalt. Die Verteilung der Schwermetalle in verzehrbare und nicht verzehrbare Pflanzenorgane zeigt pflanzenspezifische Unterschiede. Blei und Cadmium werden bei den Getreidearten und bei Mais bevorzugt in den Wurzeln und in anderen vegetativen Pflanzenorganen abgespeichert, die nicht als Nahrungs- oder Futtermittel verwertet werden (s. Tab. 59).

Tab. 59: Mittlere Schwermetallgehalte von Pflanzenarten bzw. Pflanzenteilen

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
<i>mg/kg TS</i>						
Mais						
Maiskorn	0,06	0,05	0,11	3	0,8	48
Maisstroh	0,54	0,6	0,03	6,4	1,2	171
Maiswurzel	26,82	1,64	11,25	63,1	20,6	244
Hafer						
Haferkorn	0,08	0,23	1,81	4,3	8,7	61
Haferstroh	0,56	0,69	0,21	2,3	2,9	114
Weizen						
Weizenkorn	0,1-0,12	0,26-0,45	0,21-0,44	7,6-7,8	1,8-5,0	100-175
Weizenspelzen	0,93-1,85	0,55-1,31	0,14-0,22	3,6	1,8-3,0	80-228
Weizenstroh	0,38-0,68	1,16-1,6	0,3-0,35	2,7-5,3	0,3-2,3	188-334
Weizenwurzel	19,63	5,06	9,94	59,4	30,9	586
Gras						
Gras	0,29-0,65	0,39-0,8	0,13-0,34	6,5-10,2	7,2-16,1	122-223

Quelle: LUBBEN 1993

Das human- und ökotoxikologische Gefährdungspotential von Schwermetallen im Kompost ist nicht nur von der schwermetallspezifischen Nutz- bzw. Schadwirkung, sondern auch von ihrer Pflanzenverfügbarkeit und der element- oder pflanzenspezifischen Aufnahme rate abhängig. Die Pflanzenverfügbarkeit wird von der Bindungsstärke der Schwermetalle im Boden, ihrer Konzentration in der Bodenlösung und den bodenspezifischen Puffereigen-

schaften bestimmt. Die Bindungsstärke nimmt im allgemeinen von Cadmium über Nickel, Zink, Kupfer und Chrom zu Blei und Quecksilber hin zu (HERMS und BRÜMMER 1984).

Da Quecksilber, Blei und Chrom im Boden sehr stark gebunden werden und ihre Transferaten zwischen 0,01 und 0,1 liegen, werden sie nur in geringen Mengen von den Pflanzen aufgenommen (s. Tab. 58). Die Kupfer- und Nickelgehalte der Pflanzen korrelieren dagegen mit der Konzentration in der Bodenlösung, da sie mit Transferraten von 0,1-1 vom Boden in die Pflanzen gelangen. Bei den mit hohen Transferraten (1-10) aufgenommenen Elementen Cadmium und Zink sind steigende Bodengehalte häufig mit signifikant höheren Gehalten in den Pflanzen verbunden (LÜBBEN 1993). Der von den einzelnen Pflanzen aus dem Kompostvorrat aufgenommene Anteil an Schwermetallen hängt vom Schwermetallangebot und der pflanzenspezifischen Fähigkeit zur Schwermetallmobilisierung ab.

7.7.3 Hintergrundbelastung der Böden

Die bestehenden, natürlichen Schwermetallgehalte von Böden werden in erster Ordnung vom Ausgangsgestein bestimmt. Kalk- und Tonsteine besitzen z.B. deutlich höhere Schwermetallkonzentrationen als Sandsteine (s. Tab. 60). Bei gleicher Schwermetallkonzentration im Ausgangsgestein kann es während der Bodengenese durch Verwitterungs-, Mineralisierungs- und Verlagerungsprozesse sowohl zu einer Anreicherung als auch Verdünnung der Schwermetallgehalte kommen. Tonhaltige, humusreiche Lehmböden haben wegen ihrer schwermetallreichen Herkunft und ihrer hohen Sorptionskapazitäten höhere geogen-pedogene Schwermetallgehalte als humus- und basenarme Sandböden.

Die Nickel- und Chromgehalte von Oberböden sind weitgehend geogen geprägt und im Gegensatz zu den durch anthropogene Einträge überlagerten Zink-, Blei-, Cadmium- und Kupfergehalten kaum fremdbestimmt (SPÄTE et al. 1991). Sehr hohe Nickel- und Chromkonzentrationen besitzen Tongesteine oder basische Gesteine, die bis zu 2.000 mg Nickel/kg TS und 3.000 mg Chrom/kg TS enthalten können. Kalksteine weisen dagegen nur 15 mg Nickel/kg TS und 11 mg Chrom/kg TS auf (RUPPERT und JONECK 1988). Die natürlichen Schwermetallgehalte in Böden sind in Einzelfällen so hoch, daß diese die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung (1992) nicht einhalten können. In Baden-Württemberg, Bayern und in den neuen Bundesländern liegen die natürlichen Nickelgehalte auf ca. 5% der Flächen über dem Klärschlammgrenzwert (1992). Die anderen Schwermetallgrenzwerte werden nur auf ca. 2% der Flächen überschritten (DIEZ und KRAUSS 1992, MACHELETT et al. 1992).

Tab. 60: Schwermetallgehalte von Gesteinen und Böden

	Quelle	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
		<i>mg/kg TS</i>						
Kalksteine-Jura	1	30,9	0,52	66	27,2	59,7	k.A.	97,3
Tonsteine-Keuper	1	23,3	0,12	52,3	38,9	42,8	k.A.	49,6
Tonsteine-Jura	1	32,8	0,12	46,9	32,4	88	k.A.	119,8
Kalksteine-Muschelkalk	1	50,3	0,24	43,7	33	43,8	k.A.	84,9
Magmatite	1	25,1	0,11	16,6	6,5	6,5	k.A.	45,2
Metamorphite	1	37,6	0,11	52,4	25,9	26,1	k.A.	85,3
Löß	1	26,3	k.A.	36,8	16,9	28,7	k.A.	56,7
Sande, Kiese	1	11,4	k.A.	17,4	8,2	12,4	k.A.	31,1
Sandsteine	1	19,8	0,09	17,5	5	11	k.A.	29,7
Geschiebemergel	1	19,3	k.A.	34	15,9	26,3	k.A.	51,7
Böden aus Residualen	1	n.TG	2,20	120	n.TG	130	n.TG	190
Granit	1	46	n.TG	32	12	14	n.TG	85
Gneis	1	72	n.TG	84	53	43	n.TG	118
Normalgehalte in Böden	2	2-60	<0,5	5-100	4-40	5-50	<0,5	10-80
Normalgehalte in Böden	3	0,1-20	0,01-1,0	2-50	1-20	2-50	0,01-1,0	3-50
Normalgehalte in Böden	4	22	0,20	26	11	30	0,10	50
Mittlere Bodengehalte	5	30	0,20	30	30	20	0,05	50
Häufige Bodengehalte	6	0,1-20	0,01-1,0	2-50	1-20	2-50	0,01-1,0	1-20
Bodengeh. Bad.-Württemberg	5	35	0,30	37	20	30	0,10	80
Ackerböden Bad.-Württemberg	7	37	0,32	35	21	34	0,11	89
Bodengrenzwerte*	8	100	1,5	100	60	50	1	200

Quelle: LfU 1993a (1), SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1989 (2), SAUERBECK 1985 (3), SAUERBECK u. LÜBBEN 1991 (4), SRU 1987 (5), KLOKE 1980 (6), KRAUSS u. GRAMMEL 1992 (7), KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG 1992 (8)

n. TG =nach Tongehalt, *Bei Aufbringung von Klärschlamm auf leichte Böden mit einem Tongehalt von < 5 % und auf Böden mit einem pH-Wert von 5-6 gelten folgende Höchstwerte: Cadmium: 1, Zink: 150.

Im Mittel werden die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung (1992) durch die natürliche Hintergrundbelastung normal belasteter Ackerböden zu gut einem Drittel ausgeschöpft. Die Ackerböden in Baden-Württemberg füllen die Bodengrenzwerte bei Blei, Cadmium, Chrom und Kupfer gleichfalls zu gut einem Drittel (32-37%) aus, die Grenzwerte für Zink und Nickel werden dagegen zu 45% und 68% ausgeschöpft (s. Tab. 60).

Bei der Schwermetallbestimmung mit Königswasser werden die geogen-pedogenen bzw. aus anthropogenen Aktivitäten stammenden Schwermetalle unabhängig von ihrer Pflanzenverfügbarkeit erfasst. Geogene Schwermetalle sind wegen ihrer silikatischen und pedogenen Bindung im Boden schlechter pflanzenverfügbar als die anthropogen eingetragenen Schwermetalle und müssten anders bewertet werden. Die mit einer Kalziumchloridextraktion erfassbaren, pflanzenverfügbaren Schwermetallgehalte zeigen für Cadmium, Zink, Nickel und Kupfer teilweise erhebliche, vom pH-Wert und Kohlenstoffgehalt des Bodens abhängige Abweichungen von dem über den Königswasseraufschluß bestimmten Gesamtgehalt (LÜBBEN 1993). Die Berücksichtigung der Pflanzenverfügbarkeit über die Erfassung der

leicht mobilen Schwermetallfraktion könnte, insbesondere bei Böden mit hohen natürlichen Schwermetallgehalten, zu differenzierten Aussagen über die zusätzliche Schwermetallbelastung durch die Ausbringung von Kompost auf landwirtschaftlich genutzten Flächen führen (FILIPINSKI und GRUPE 1992).

Schwermetalle können um so leichter zu Schädigungen von Bodenmikroorganismen und Pflanzen führen, je geringer die Bindungskapazitäten des Bodens sind. Zur Bewertung human- und ökotoxikologischer Gefährdungen durch schwermetallhaltige Komposte sind Informationen zum pH-Wert, Humus- und Tongehalt sowie zur Lagerungsdichte wichtig. Gewichtsbezogene Vergleiche ohne Angabe der Bodendichte und Horizontmächtigkeit können bei humusreichen Böden mit geringen Dichten zu falschen Schlußfolgerungen führen, da die Raumgewichte der Böden je nach mineralischem Ausgangsmaterial und Gehalt an organischer Substanz unterschiedlich sein können (JONECK und PRINZ 1994).

Der pH-Wert des Bodens hat eine Schlüsselstellung bei der Mobilisierung von Schwermetallen. Da auf Böden mit niedrigeren pH-Werten mit höheren Gehalten an Cadmium und Zink in den Pflanzen gerechnet werden muß als bei einer alkalischen Bodenreaktion, sind die zulässigen Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung für Cadmium und Zink auf Böden mit einem pH-Wert zwischen 5 und 6 um ein Drittel (Cadmium) und ein Viertel (Zink) niedriger als auf neutralen Böden (KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG 1992).

Die natürlichen Schwermetallgehalte von Böden können aus den oben genannten Gründen nur bedingt zur Gewichtung der über die Kompostverwertung zusätzlich eingetragenen Schwermetallfracht herangezogen werden. Die Berechnung der schwermetallspezifischen Beaufschlagungszeiträume bis zum Erreichen der Bodengrenzwerte stellt wegen der dabei nicht berücksichtigten Pufferkapazitäten der Böden, der unterschiedlichen Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen und des nicht beachteten, zusätzlichen Schwermetalleintrags aus anderen anthropogenen Aktivitäten eine vereinfachte Bewertungshilfe dar. Angaben zu den bereits erfolgten und den anhaltenden zusätzlichen Schwermetalleinträgen über die Atmosphäre, die Klärschlammausbringung sowie über Düngungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen, können dazu beitragen, die Schwermetallbelastung landwirtschaftlich bzw. gärtnerisch genutzter Böden besser zu beurteilen. Bei der Darstellung der bereits stattgefundenen oder noch relevanten Schwermetallbelastung wird zwischen landwirtschaftlich-gärtnerisch genutzten Flächen und privaten Haus- bzw. Kleingärten im städtisch-industriellen Raum unterschieden, weil diese eine unterschiedliche Hintergrundbelastung aufweisen.

7.7.4 Zusätzliche Schwermetalleinträge

Das Ausmaß der bereits stattgefundenen Überlagerung geogen-pedogener Grundgehalte durch anthropogene Schwermetalleinträge ist von der Immissionssituation, Gebietsstruktur und Flächennutzung abhängig. Die Industrie- und Siedlungsdichte sowie die Distanz und Hauptwindrichtung zu relevanten Emissionsquellen spielen bei den immissionsbedingten Schwermetalleinträgen eine wichtige Rolle. Die Eisen- und Metallverarbeitung und auch andere industrielle Produktionsprozesse sowie die Abfallverbrennung, die Energieerzeugung und der Straßenverkehr haben vor allem in der Umgebung urbaner und industrieller Zentren zu erheblichen Schwermetallanreicherungen geführt. Die Schwermetallemissionen können, je nach Affinität der Schwermetalle an Staubteilchen und Aerosole sowie deren räumliche Verteilung und Sinkgeschwindigkeit, auch über weitere Entfernungen verdriftet werden. Die Bedeutung der atmosphärischen Schwermetalleinträge ist in den letzten Jahren aufgrund der gesetzlichen Maßnahmen zur Rückhaltung von Schadstoffen und Stäuben aus industriellen Prozessen (TA LUFT 1986) signifikant zurückgegangen.

Repräsentative Werte über den atmosphärischen Schwermetalleintrag sind nicht verfügbar, da sich die Meßwerte meist nur auf einen begrenzten Probenumfang, auf einzelne Regionen oder Stationen und unterschiedliche Zeiträume beziehen. Die staubgebundenen Schwermetalldepositionen in Schleswig-Holstein (1991) können als gering und in dem für ländliche Gebiete typischen Rahmen im Vergleich zu Meßwerten aus anderen Teilen Deutschlands bezeichnet werden (s. Tab. 61). Die Depositionswerte für das Rhein-Main-Gebiet (1986/87) entsprechen den als normal für ein Ballungsgebiet angesehenen Werten.

Tab. 61: Schwermetalldepositionen aus der Atmosphäre

	Quelle	Blei	Cad- mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
		<i>g/(ha × a)</i>					
Staubdepositionen in Schleswig-Holstein (1991)	1	37-110	0,7-1,5	k.A.	4-8	k.A.	110-330
Staubdepositionen im Rhein-Maingebiet (1986-87)	2	90-300	1-8	k.A.	18-60	k.A.	k.A.
Nasse Depositionen im Westerland	3	14,5	2,9	4,3	0,25	1,13	26,5
Niederschlagsdeposition (Mittelwert über 30 Jahre)	4	190	6	16	7	25	540
Ackerflächen in Bayern (1985-87)	5	42-134	0,6-3,9	4-72	12-170	5-35	70-618
Ackerflächen in Bayern (Mittelwert 1985-87)	5	63	1	10	25	9	140
Ackerflächen in Niedersachsen (1986-88)	6	53	5	10	k.A.	12	468
Ackerflächen in Schleswig-Holstein (1986-87)	7	47	2	k.A.	72,9	k.A.	334
Ackerflächen (Mittelwert)		54	2,67	10	48,95	10,5	314
Quelle: MINISTERIUM FÜR NATUR, UMWELT u. LANDESENTWICKLUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN 1992 (1), HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT 1991 (2), UBA 1994 (3), WILCKE u. DÖHLER 1995 (4), MÜLLER et al. 1991a (5), SEVERIN et al. 1991 (6), PETERS 1990 (7)							

Die meist in Waldökosystemen ermittelten (trockenen) Depositionen können nicht ohne weiteres auf Ackerflächen übertragen werden, da diese aufgrund der guten Filterleistung des Baumbestandes höhere Werte erreichen. Auch die über die vergangenen 30 Jahre gemittelten Niederschlagswerte dürften deutlich über den aktuell deponierten (nassen) Schwermetallfrachten liegen, da die Schwermetallkonzentrationen in der Atmosphäre seit den achtziger Jahren aufgrund der Staubrückhaltemaßnahmen stark zurückgegangen sind. Die Schwermetallbelastung landwirtschaftlich genutzter Flächen durch atmosphärische Depositionen wurde bislang nur wenig untersucht. Die auf Ackerflächen in Schleswig-Holstein (PETERS 1990), Bayern (MÜLLER et al. 1991a) und Niedersachsen (SEVERIN et al. 1991) gemessenen Schwermetalldepositionen sind bei Blei und Kupfer vergleichsweise hoch. Der daraus abgeleitete Mittelwert wird dennoch zur Charakterisierung des atmosphärischen Schwermetalleintrags bei der Bilanzierung der Schwermetalleinträge und Schwermetallausträge in landwirtschaftlich genutzte Ackerböden herangezogen.

Die Schwermetallgehalte des Bodenschälmaterials aus straßenbegleitenden Banketten zeigen, daß der Fahrzeugverkehr eine bedeutende Immissionsquelle für Blei (Benzin), Zink und Cadmium (Reifenabrieb) war bzw. teilweise immer noch ist (s. Tab. 62). Die Schwermetallbelastung der Straßenbegleitflächen ist abhängig vom Verkehrsaufkommen und vom Abstand zum Fahrbahnrand. Aufgrund der rasch geringer werdenden Bedeutung luftgetragener Schwermetalldepositionen mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle sind die von Verkehrsemissionen betroffenen Flächen örtlich begrenzt. Bei einem Abstand von > 50 m von der Straße entfernt sind keine erhöhten Werte mehr feststellbar (KÖNIG 1985).

Tab. 62: Schwermetallgehalte im Schälgut straßenbegleitender Bankette

	Quelle	Blei			Cadmium			Chrom			Kupfer			Nickel			Zink		
		Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW
		<i>mg/kg TS</i>																	
Straßen*	1	15	435	172	0,1	4,9	1,7	9	217	74	19	1584	107	2	240	71	18	1050	281
Straßen*	2	83	802	256	0,4	3,6	1,4	2	134	52	2	91	41	15	78	36	2	481	175
Straßen*	3	17	140	46	0,3	0,7	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MW Straßen*		38	459	158	0,3	3,1	1,2	6	176	63	11	838	74	9	159	54	10	766	228
Autobahnen	1	45	1122	492	0,9	9,2	3,6	45	364	127	37	2794	454	28	293	91	205	4624	1293
Autobahnen	2	42	966	403	0,8	6,3	2,6	25	335	134	4	292	118	18	117	50	8	1420	534
Autobahnen	3	115	650	353	1	4,5	2,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	65	760	407
MW Autobahnen		67	913	416	0,9	6,7	3	35	350	131	21	1543	286	23	205	71	96	2523	821
Bodengrenzwerte*		100			1,5			100			60			50			200		
Quelle: BECKER u. FRITSCH 1992 (1), BREITENSTEIN u. KRIEGER 1993 (2), DURTH 1995 (3)																			
*Straßen=Bundes-, Landes- und Kreisstraßen, Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung 1992, MW=Mittelwert, Min=Minimum, Max=Maximum																			

KLOKE (1980) geht davon aus, daß erhöhte Schwermetallgehalte nur innerhalb eines 3 km breiten Gürtels um städtisch-industrielle Gebiete und entlang eines 50 m-Streifens beiderseits stark befahrener Bundesfernstraßen auftreten. Dies würde bedeuten, daß in Baden-Württemberg ohne Berücksichtigung der Ortsstraßen rd. 225.000 Hektar eine erhöhte Schwermetallbelastung aufgrund von Verkehrsimmissionen aufweisen.

Die Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von schwermetallhaltigen Immissionen aus der Luft ist gering, wenn diese in silikatischer oder oxidischer Form an Stäube gebunden sind und im Boden in wenig lösliche Bindungsformen überführt werden (KUNTZE et al. 1988). Ist dies nicht der Fall, sind die Schwermetalle aus der Luft vergleichsweise mobil und leicht bioverfügbar (SEVERIN et al. 1991). Die Pflanzenaufnahme von anthropogen eingebrachtem Cadmium kann dann zwei- bis dreimal so hoch sein als bei Cadmium geogenen Ursprungs (GRUPE und PLUQUET 1990).

Der Beitrag der Luftimmissionen an der Erhöhung des natürlichen Schwermetallinventars im Boden kann wegen den Überlagerungen durch andere, nutzungsbedingte Schwermetalleinträge rückwirkend nicht befriedigend abgeschätzt werden. Vor allem Gartenböden in Ballungsgebieten sind durch andere Einflüsse zusätzlich mit Schwermetallen angereichert worden. Untersuchungen zum Schwermetallgehalt von Gartenböden in Hessen (BIBO und SIEBER 1987), Niedersachsen (KÖSTER et al. 1985), Schleswig-Holstein (BRÜMMER 1985) und Nordrhein-Westfalen (CRÖSSMANN 1988) haben gezeigt, daß viele Gartenböden durch eine oft jahrzehntelange Nutzung erheblich verändert wurden und zahlreiche Schadstoffe enthalten können (s. Tab. 63). Die Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit der Untersuchungsergebnisse ist wegen des heterogenen Standortspektrums und der nutzungs- und immissionspezifischen Stoffeinträge schwierig. Es zeigt sich aber, daß Gartenböden höhere Zink- und Blei- und regional auch höhere Cadmium- und Kupfergehalte aufweisen als vergleichbare Ackerböden. Dies ist unter anderem auf die frühere Ausbringung von Hausbrandaschen, auf den Schadstoffeintrag über den Straßenverkehr, aber auch auf die nur oberflächlich stattfindende Bodenbearbeitung zurückzuführen.

Gartenböden mit erhöhten Schwermetallgehalten sind vor allem dort anzutreffen, wo ältere und neuere Industriegebiete und dicht bevölkerte Wohnsiedlungen auf engem Raum nebeneinander existieren und dieser durch ein dichtes Verkehrsnetz erschlossen ist. Hausgärten und Kleingartenanlagen in Ballungsräumen weisen hohe Schwermetallbelastungen auf, die bei Blei und Zink im Durchschnitt knapp unterhalb der Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung liegen. Stadtgärten in Ballungsräumen mit Altindustrie besitzen Schwermetallanreicherungen, die bei über 50% der Messungen die Blei-, Cadmium- und

Zinkbodengrenzwerte der Klärschlammverordnung überschreiten und als kritisch einzustufen sind (CRÖSSMANN und WÜSTEMANN 1995).

Tab. 63: Schwermetallgehalte von Gartenböden

	n	Blei			Cadmium			Chrom			Kupfer			Nickel			Quecksilber			Zink		
		mg/kg TS																				
		Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW	Min	Max	MW
Gartenböden	3624	8	627	65	0,1	7,3	0,5	2,3	549	26	3,8	196	24	2	69	14	0,02	0,12	0,2	14	1035	151
Rheinland GB	489	8	2509	177	0,1	14,1	1,26	5	698	50	4	1190	68	3	349	43	0,02	41,5	0,47	27	7400	379
Kleingartenanlagen	204	8	776	28	0,2	12	0,8	-	-	-	5	317	14	-	-	-	-	-	-	9	475	67
Dortmund KG	52	41	338	135	0,5	3,8	1,2	-	-	-	13	44	39	8,3	28	15	0,1	6,3	0,5	114	1280	337
Köln KG	189	28	1077	117	0,2	3,3	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55	1208	243
München HG	274	25	473	88	0,2	16,9	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	53	1595	220
Darmstadt KG	211	9	1150	82	0,1	7	0,6	10	126	36	4	300	24	1	47	11	0,01	4,3	0,2	21	1270	126
Berlin KG	218	14	610	100	0	3	0,5	1,1	55	7	-	-	-	0,3	21	4,8	0,1	1,1	0,3	56	640	259
Berlin KG	2922	9	2050	107	0,1	13	0,6	0,4	93	5,2	6	1053	44	0,2	44	2,9	-	-	-	26	5766	202
Rhein-Neckar-Kr.	68	13	311	63	0,2	1,3	0,3	14	323	39	7	84	25	5	35	18	0,01	4,4	0,5	40	459	140
Mittelwert*	8251	9,81	1260	89	0,11	9,87	0,61	2,02	354	19,3	4,79	595	34,4	1,36	75	11	0,02	4,83	0,24	23,3	3089	188
Grenzwerte**		100			1,5			100			60			50			1			200		

Quelle: CRÖSSMANN und WÜSTEMANN 1995. KG=Kleingartenanlagen, HG=Hausgärten.
 *Mittelwert gewichtet über die Anzahl der Meldeinstellen (n), **Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung. Bei Klärschlammzubringung auf leichte Böden mit Tongehalt < 5 % und auf Böden mit pH-Wert von 5-6 gelten folgende Höchstwerte: Cadmium 1, Zink 150.

Da die Untersuchungen weniger als ein Prozent der gesamten Einzelgärten in den alten Bundesländern repräsentieren und bevorzugt Verdachtsfälle in die Untersuchungen einbezogen wurden, können daraus keine allgemeingültigen Schlußfolgerungen über die Schwermetallvorbelastungen von Gartenböden gezogen werden. Zudem zeigen die Untersuchungen wegen der über lange Nutzungszeiträume hinweg praktizierten, individuellen Gartenbewirtschaftung eine große Variationsbreite zwischen den Schwermetallgehalten einzelner Flächen innerhalb einer Kleingartenanlage.

Bei der Substitution schwermetallarmer Torfprodukte durch Kompost steigt die Schwermetallbelastung des Gartenbodens wegen der zehnfach höheren Zufuhr an Cadmium-Äquivalenten weiter an (s. Tab. 64). Der Einsatz von Kompost anstelle von Pflanzerde führt ebenfalls zu einem höheren zusätzlichen Schwermetalleintrag. Beim Austausch von Blumenerde und Rindenumus, deren Nährstoffgehalte durch Zumischung von Düngemitteln oder Klär-

schlamm erhöht worden sind, kann es sowohl zu einer geringeren als auch höheren Schwermetallbelastung über die Verwertung von Gartenkompost kommen.

Tab. 64: Schwermetallgehalte von Torfen, Substraten, Blumenerden und organischen Düngemitteln

	Quelle	Blei	Cad- mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Queck- silber	Zink	Σ Cd- Äq.
<i>mg/kg TS</i>									
Gartenkompost		68	0,48	42	33	24	0,19	185	3,23
Torf									
Hochmoortorf	1	2	0,1	2,2	2,2	1,1	0,05	5	0,26
Blumenerde Humintorf	1	12	0,1	1,1	2,1	1,1	0,1	15	0,43
Gartentorf	1	13	0,1	3,3	3,3	1,1	0,01	16	0,39
Mittelwert Torf		9	0,1	2,2	2,53	1,10	0,05	12	0,36
Substrate									
Kulturerde Neuhaus	1	36	0,36	2,5	7,7	1,1	0,06	21	0,99
Substrat Florahum	1	12	0,1	2,2	5,4	1,1	0,05	16	0,43
Mittelwert Substrate		24	0,23	2,35	6,55	1,1	0,06	18,5	0,71
Pflanzerde									
Einheitserde 1	1	17	0,2	12,4	14,5	15,5	0,02	14,5	1,06
" 2	1	21	0,6	3,2	17,1	2,1	0,01	17,1	1,17
Pflanzerde	1	6	0,21	6	10,6	5,3	0,04	39	0,73
Mittelwert Pflanzerde		15	0,34	7,20	14,07	7,63	0,02	24	0,98
Blumenerde									
Blumenerde Neuhaus	1	16	0,3	2,2	40,3	2,2	0,08	61	1,31
" Composana	1	8	1,5	5	16	4	-	170	2,43
" Terra san	1	23	1,4	10	30	16	-	120	2,80
Eufloor Humobil	1	24	1,4	24,8	88,6	8,6	0,12	157	3,80
"	1	28	2,1	43	59	5	-	100	3,98
Mittelwert Blumenerde		20	1,34	17	46,78	7,16	0,1	122	2,92
Rindenumus									
Rindenumus Alzohum	1	21	0,5	5	30	1	-	30	1,26
" Bodengold	1	11	0,9	7	17	6	-	120	1,78
" Eufloor	1	130	3,4	27	210	23	-	230	8,85
Mittelwert Rindenumus		54	1,6	13	85,67	10	-	127	3,96
Organische Düngemittel									
Organischer Dünger	3	1	0,3	16,8	55,7	19,3	-	156	2,06
"	2	6	0,7	-	113-452	7,1	-	78-10	7,12
Blutmehl	4	9	0,5	14	6,5	1,4	-	70	1,05
Hornmehl	4	48	0,6	3	5	1,2	-	100	1,50
Guanodünger	4	35	3,15	46,3	14	16,5	-	145	4,91
Mittelwert Org. Dünger		20	1,05	20	72,84	9,1	-	94	2,86

Quelle: POLETSCZNY et al. 1991 (1), SRU 1987 (2), RIESS 1992 (3), TABASARAN u. SIHLER 1993 (4), MW = Mittelwert

Die Schwermetallzufuhr durch die Ausbringung von Gartenkompost auf der Nutzgartenfläche übersteigt wegen des zusätzlichen Schwermetalleintrags über die Kompostierung von Pflegerückständen aus dem Ziergarten sowie von zugekauften Nahrungsmitteln und Zierpflanzen die zuvor entzogene Schwermetallmenge. Dies könnte auch der Grund dafür sein, daß zwischen den Schwermetallgehalten von Gartenkomposten und Gartenböden keine eindeutigen Korrelationen erkennbar sind (ELLINGHAUS 1990).

Ackerböden besitzen im Vergleich zu den Gartenböden aufgrund der regelmäßig stattfindenden Bodenbearbeitungen, die zu einer Verdünnung der Schwermetallgehalte führen, und aufgrund ihrer Lage im ländlichen Raum vergleichsweise geringe Schadstoffgehalte. Aber auch sie können durch die Anwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie die Ausbringung von Klärschlamm anthropogene Vorbelastungen aufweisen. Die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln hat insbesondere auf Böden mit Wein- und Obstanbau zu einer Erhöhung der Kupfer- und Zinkgehalte geführt (s. Tab. 65). In Hessen weisen rd. zwei Drittel der Weinbergböden bereits über dem Grenzwert der Klärschlammverordnung liegende Kupferkonzentrationen auf (HMLF 1988). Die hohe Schwermetallbelastung von Böden unter Sonderkulturen wird vor allem auf den inzwischen rückläufigen Einsatz der kupferhaltigen „Bordeaux-Brühe“ und zinkhaltiger Fungizide zurückgeführt.

Tab. 65: Schwermetallgehalte von Böden unter Sonderkulturflächen und von klärschlammgedüngten Böden

	Quelle	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink	Σ Cd-Äq.
<i>mg/kg TS</i>									
Böden unter Sonderkulturen									
Weinbauböden	1	26	0,20	27	57	27	0,10	102	28
"	2	34	0,31	42	105	30	0,12	119	37
Obstanbauböden	2	21	0,20	41	174	26	0,21	125	25
MW Sonderkulturböden		27	0,24	37	112	28	0,14	115	30
Ackerflächen ohne Klärschlamm									
Ackerflächen	3	26	0,42	19	11	9	0,06	61	27
"	4	26	0,12	40	19	37	0,09	66	28
"	2	37	0,32	35	21	34	0,11	89	39
"	2	29	0,20	32	22	24	k.A.	81	31
MW ohne Klärschlamm		30	0,27	31	18	26	0,09	74	31
Ackerflächen mit Klärschlamm									
Ackerflächen	2	38	0,90	69	40	34	k.A.	123	41
"	5	36	0,44	25	15	15	0,12	67	37
"	6	17	0,20	14	8	6	0,06	36	17
"	6	26	0,32	30	18	23	0,12	62	27
MW mit Klärschlamm		29	0,47	34	20	19	0,08	72	31
Bodengrenzwerte*		100	1,5	100	60	50	1	200	105
*Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung 1992. Bei Aufbringung auf leichte Böden mit einem Tongehalt < 5% und auf Böden mit einem pH-Wert von 5-6 gelten folgende Höchstwerte: Cadmium: 1, Zink: 150. MW = Mittelwert									
Quelle: BRÜNE 1988 (1), KRAUSS u. GRAMMEL 1992 (2), REINDERS et al. 1994 (3), ELLINGHAUS 1990 (4), KLOKE 1980 (5), BMU 1992 (6)									

Eine signifikante Erhöhung des Schwermetallgehalts von Ackerflächen, auf denen Klärschlamm verwertet wurde, im Vergleich zu nicht beaufschlagten Ackerflächen ist nur bei Cadmium erkennbar (s. Tab. 65). Dies liegt vermutlich daran, daß meist nur Klärschlämme mit niedrigen Schwermetallbelastungen pflanzenbaulich verwertet werden und ein Konzentrationsanstieg im Boden aufgrund der kleinräumig variierenden Bodengehalte und der Schwankungen in der Meßanalytik nur über sehr lange Betrachtungszeiträume hinweg feststellbar ist.

Schwierigkeiten bei der Probennahme und die noch unzureichende Analysengenauigkeit bei der Schwermetallbestimmung in Kompost führen zu Abweichungen um den statistisch wahren Wert von 26-30% bei Kupfer und Zink bzw. von 66-76% bei Chrom, Quecksilber und Cadmium (BGK 1994).

Die Schwermetallbelastung der in Baden-Württemberg landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämme liegt gegenwärtig bei 12,5 mg Cd-Äq./kg TS (s. Tab. 66). Es ist davon auszugehen, daß die Schwermetallbelastung der Klärschlämme, die bezogen auf die Cadmium-Äquivalente innerhalb von 10 Jahren um fast 20 % zurückgegangen ist, weiter verringert werden kann.

Tab. 66: Nähr- und Schadstoffgehalte landwirtschaftlich verwerteter Klärschlämme

	Baden-Württemberg 1985		Regierungsbezirk Stuttgart 1995	
	Spanne	MW	Spanne	MW
Trockensubstanz (in % FM)	0,6-75	10,6	6,4-38	27,5
Organische Substanz (in % TS)	-	-	36,45-50,9	40,62
N (in % TS)	0,07-13,1	3,83	1,8-4,0	2,82
P ₂ O ₅ (in % TS)	0,29-12,6	3,56	0,57-5,17	3,75
K ₂ O (in % TS)	0,02-8,3	0,51	0,19-1,24	0,34
MgO (in % TS)	0,03-6,6	0,91	0,55-1,91	1,18
CaO (in % TS)	bis 42	7,08	1,38-46,4	19,45
Blei (mg/kg TS)	-	150	49,4-155	114
Cadmium (mg/kg TS)	-	3	0,94-3,48	2,02
Chrom (mg/kg TS)	-	82	37,8-139	87
Kupfer (mg/kg TS)	-	310	204-390	282
Nickel (mg/kg TS)	-	35	24,8-61,8	31,5
Quecksilber (mg/kg TS)	-	1,9	0,74-1,69	1,42
Zink (mg/kg TS)	-	1138	651-1072	917
Cd-Äquivalente	-	15,36	-	12,50
PCDD/F (ng TEq/kg TS)	-	-	10,1-34,2	22,3

Quelle: Timmermann u. Scholl 1988, Mutschler 1995

Auch die Ausbringung organischer und mineralischer Düngemittel kann je nach Zusammensetzung und Höhe der Düngergabe mit einem nennenswerten Schwermetalleintrag in landwirtschaftlich genutzte Böden verbunden sein, da weder das Düngemittelgesetz noch die Düngemittelverordnung den Schwermetallgehalt in Düngemitteln begrenzen. Die Schwermetallbelastung der mineralischen Mehrnährstoffdünger wird von den Schwermetallgehalten der Einzelkomponenten und der Nährstoffmischung bestimmt (s. Tab. 67).

Tab. 67: Schwermetallgehalte mineralischer Nährstoffdünger

	Quelle	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Σ Cd-Äq.
<i>mg/kg TS</i>								
Stickstoffdünger								
Kalkammonsalpeter	1	38	0,4	4	7	2,7	64	1,16
"	2	11,3	0,24	17,3	2,9	6,8	46	0,84
"	3	2,1	0,57	2	3	1,9	45	0,82
Mittelwert Kalkammonsalp.		17,13	0,40	7,77	4,3	3,8	51,67	0,94
Harnstoff	1	0,5	0,1	1,2	0,6	0,8	4	0,15
"	2	1	0,1	1	0,8	1	0,8	0,15
"	3	1,1	0,05	2	6	2	44	0,33
Mittelwert Harnstoff		0,87	0,08	1,4	2,47	1,27	16,27	0,21
Kalkstickstoff	2	1	0,1	9,1	7,8	15,8	5,9	0,64
Andere Ammonsalpeter	3	1,9	0,05	4	7	13	50	0,61
Phosphatdünger								
Triple-/Superphosphate	1	2	20-38	215	20	33	470	33,50
"	2	1	25	273	22,9	27,2	378	29,72
"	3	3,5	52	261	45	44	299	57,01
Mittelwert Superphosphate		2,17	35,33	250	29,3	34,73	382	40,07
Thomasphosphate	1	5-16	0,1	2200	45	k.A.	60	448
"	2	5,6	0,1	1759	33	6	67	18,50
"	3	12	0,25	1953	40	20	68	21,02
Mittelwert Thomasphosphate		9,37	0,15	1971	39,33	13	65	20,92
Rohphosphate	1	3	15	100	16	15	250	17,29
"	2	1,3	7,8	168	15,6	15,6	199	10,60
"	3	6,2	13	159	30	20	238	16,16
Mittelwert Rohphosphate		3,50	11,93	142	15,20	16,87	229	14,61
Kalidünger								
Kalirohsalz	1	0,3	k. A.	k. A.	k. A.	k. A.	0,2	0,00
"	2	1	0,1	17,4	3,7	8,8	3,5	0,52
Mittelwert		0,65	0,1	17,4	3,7	8,8	0,12	0,50
Kaliumchlorid	1	0,5	0,07	2,4	3,9	1,2	4	0,19
"	2	1	0,1	7,2	3,2	3,1	5,4	0,30
"	3	5,5	0,06	2	5	2,1	46	0,38
Mittelwert Kaliumchlorid		2,33	0,08	3,87	4,03	2,13	18,47	0,29
Kaliumsulfat	1	0,7	0,08	2,8	3,3	0,4	1,5	0,17
"	2	1	0,1	7,8	3,5	3,4	3,1	0,31
"	3	3,3	0,05	2	2	0,8	32	0,24
Mittelwert Kaliumsulfat		1,67	0,08	4,2	2,93	1,53	12,2	0,24
Mehrnährstoffdünger								
NPK-Dünger	1	1,8	5-10	15	17	4,9	100	8,29
"	2	2,1	5-10	55	13,4	10,9	100	8,76
Mittelwert NPK-Dünger		1,95	7,50	35	15,2	7,9	100	8,53
PK-Dünger	1	3	6	260	25	20	200	9,96
"	2	2,3	3,6	517	20,8	22,8	107	9,84
Mittelwert PK-Dünger		2,65	4,8	389	22,9	21,4	154	9,90
NP-Dünger	1	1,9	10-15	50-150	28	15	152	14,64
"	2	1	11,8	14	22	25,4	202	13,35
Mittelwert NP-Dünger		1,45	12,15	57	25	20,2	177	13,99

Quelle: BRÖDERSEN 1990 (1), BOYSEN 1992 (2), BUWAL 1991 (3)

Unter den Mineraldüngern besitzen die Kali- bzw. Kalkdünger die geringsten und die Phosphatdünger wegen der Cadmium- bzw. Chromgehalte die höchsten Schwermetallfrachten. Über die Mineraldüngung werden im Durchschnitt 0,56 g Cd-Äquivalente pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche ausgebracht (s. Tab. 68).

Tab. 68: Schwermetallfracht mineralischer Düngemittel in Baden-Württemberg

	Dünger- mittel	Blei	Cad- mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Σ Cd- Äq.
	t/a	kg/a						
Kalkammonsalpeter	328.338	5.626	132	2.550	1.412	1.248	16.964	313
Harnstoff	26.233	23	2	37	65	33	427	6
Kalkstickstoff	1.089	1	0	10	8	17	6	1
Andere Ammonsalpeter	3.432	7	0	14	24	45	172	2
Triple-/Superphosphate	3.436	7	121	858	101	119	1.314	138
Thomasphosphate	20.938	196	3	41.261	824	272	1.361	438
Rohphosphate	8.413	79	101	11.607	333	215	2.305	234
Kalirohsalz	13.907	9	1	242	51	122	2	7
Kaliumchlorid	28.700	67	2	111	116	61	530	8
Kaliumsulfat	8.253	14	1	35	24	13	101	2
NPK-Dünger	199.714	389	1.498	6.990	3.036	1.578	19.971	1.709
PK-Dünger	125.241	332	601	48.656	2.868	2.680	19.224	1.245
NP-Dünger	15.554	23	189	887	389	314	2.753	218
Branntkalk	10.830	30	1	208	120	65	171	7
Hüttenkalk	10.550	1	1	350	57	42	112	7
Kohlensaurer Kalk	86.341	630	43	596	708	397	5.008	89
Andere Kalkdünger	19.500	121	6	222	166	94	897	16
		Schwermetallfracht insgesamt (t/a)						
	910	7,55	2,70	115	10	7,32	71	4,44
		Phosphatdüngeranteil am Schwermetalleintrag (in % von Gesamt)						
	4	4	8	47	12	8	7	18
		SM-Anteil der NPK-, PK- und NP-Dünger (in % von Gesamt)						
	37	10	85	49	61	62	59	71
		Flächenspezifischer Schwermetalleintrag (g/(ha × a))						
	114	0,94	0,34	14,33	1,29	0,91	8,91	0,56

Die phosphathaltigen Mehrkomponentendünger (NPK-, PK- und NP-Dünger) sind für rd. 70% der Schwermetallfracht verantwortlich. Von den Phosphatdüngern stammen 18% der Schwermetallmenge. Bezogen auf die Cadmiumfracht liegt der Anteil der Phosphateinzeldünger und der phosphathaltigen Mehrnährstoffdünger zusammen bei über 90%. Die Kupfer- und Zinkgehalte organischer Dünger aus der Schweine- und Rinderhaltung sind um ein Vielfaches höher als in mineralischen Düngemitteln, da Kupfer - das insbesondere bei Schweinen den Fleischansatz fördert - und Zink als leistungssteigernde Futterzusätze einge-

setzt, von den Tieren aber größtenteils wieder ausgeschieden werden. Der Futtermittelverordnung zufolge dürfen dem Schweinefutter bis zu 35 mg Kupfer/kg TS (88%) und den Mastfuttermitteln bis zu 250 mg Zink/kg TS beigemischt werden.

Zur Berechnung der Schwermetalleinträge über organische Düngemittel werden die aus Einzelwerten erhobenen Mittelwerte angesetzt, da insbesondere die Kupfer- und Zinkgehalte bei der Schweinegülle wegen des Fütterungseinflusses stark streuen können. Bei der Abschätzung der Schwermetallzufuhr über Festmist werden ebenfalls die mittleren Schwermetallgehalte für Rinder- bzw. Schweinegülle herangezogen, weil die vergleichsweise höheren Schwermetallangaben für Festmist (s. Tab. 69) schwer nachvollziehbar sind, da die Beimischung von Stroh eigentlich zu einer Verdünnung der Schwermetallkonzentration führen müßte. Der Vergleich zwischen Rinder- und Schweinegülle zeigt, daß die Konzentrationen an Blei, Cadmium, Chrom und Nickel ähnlich sind, die Schweinegülle aber doppelt bis dreifach so hohe Kupfer- und Zinkkonzentrationen enthält (s. Tab. 69). Die Cadmium-Äquivalente der Schweinegülle sind rd. viermal so hoch als die der Hühner- oder Rindergülle.

Tab. 69: Schwermetallgehalte organischer Düngemittel

	Quelle	Blei	Cad- mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Σ Cd- Äq.
<i>mg/kg TS</i>								
Rindergülle								
Rindergülle	1	10,9	0,46	5,4	45	3,8	222	15
"	2	6,9	0,34	3,4	45	3,2	270	17
"	3	7	0,5	5,3	50	6	217	14
"	4	11	0,41	8	38	6	230	15
Mittelwert		8,95	0,43	5,53	45	4,75	235	15
Schweinegülle								
Schweinegülle	1	11	0,82	9	294	11	896	59
"	2	10	0,75	12,5	310	32,5	975	64
"	3	7,4	0,5	2,2	572	18,8	1.081	75
"	4	7	0,64	10	595	12	1.181	81
"	5	18	1,8	14	759	19	691	57
Mittelwert		10,68	0,90	9,54	506	18,66	965	67
Rindermist	4	7	0,44	20	39	10	213	14
Schweinemist	4	7	0,43	11	740	13	1.220	86
Hühnergülle	4	4,97	0,01	5,35	41	5,35	268	17

Quelle: SEVERIN et al. 1991 (1), BOYSEN 1992 (2), RIESS 1992 (3), MÜLLER et al. 1993 (4), WILCKE u. DÖHLER 1995 (5)

Der Schwermetalleintrag über organische Düngemittel ist, ausgehend von den in Tabelle 64 gemittelten Schwermetallgehalten in der Rinder- und Schweinegülle fast vier mal so hoch als die Schwermetallzufuhr über die Mineraldünger. Allerdings handelt es sich dabei zu ca. 68% bzw. 26% um Zink und Kupfer, die erst in höheren Konzentration Schadstoffcharakter annehmen.

Die Bewertung der zusätzlichen Schwermetallbelastung durch die Ausbringung von Komposten führt je nach Betrachtungsweise zu unterschiedlichen Ergebnissen. Bei einer unterstellten 100%igen landwirtschaftlichen Verwertung von 594.000 t TS Kompost und von 403.320 t TS Klärschlamm würde dies, bezogen auf die Summe aller anthropogenen Schwermetalleinträge über die Atmosphäre und mineralische sowie organische Düngemittel, mit einer Erhöhung des Schwermetalleintrags in landwirtschaftlich genutzte Flächen um 8% und 16% einhergehen (s. Abb. 27).

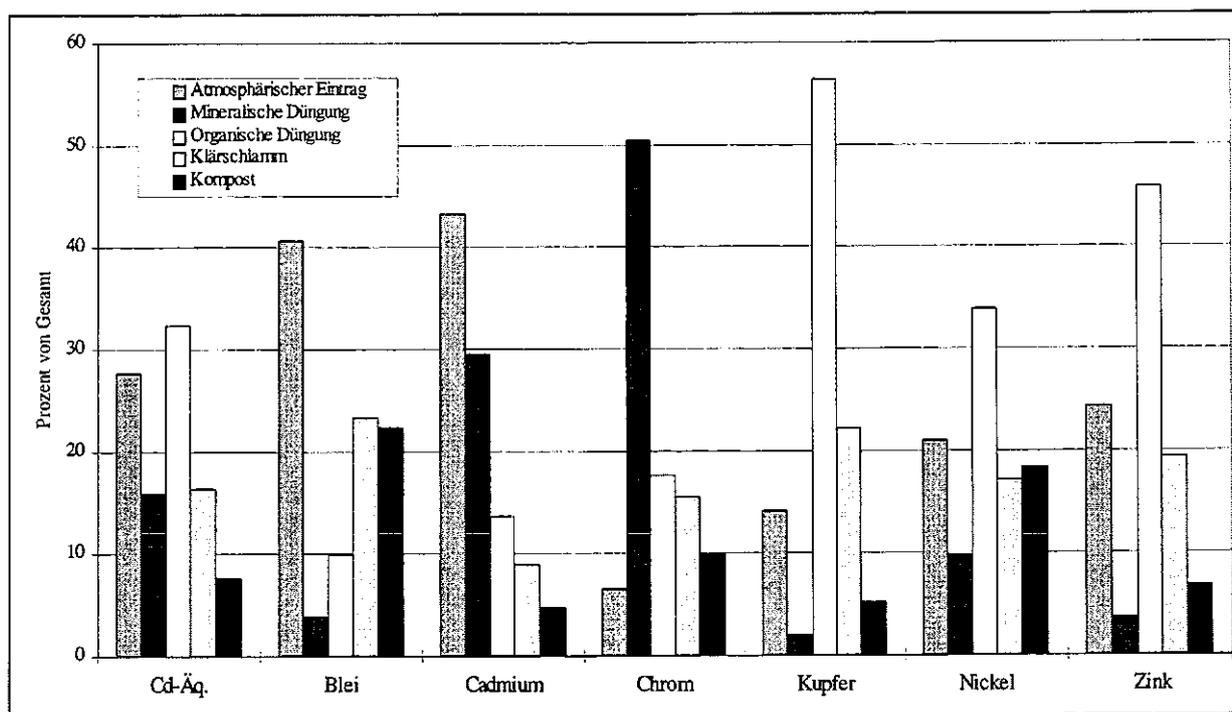


Abb. 26: Prozentualer Anteil verschiedener Schwermetallquellen am Schwermetalleintrag in die landwirtschaftlich genutzte Fläche Baden-Württembergs

Bei einer flächenspezifischen Betrachtungsweise bekommt der Schwermetalleintrag über die Kompostausbringung ein deutlich höheres Bewertungsgewicht. Der Vergleich verschiedener Düngungssysteme am Beispiel einer Winterraps-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge zeigt, daß über die mineralische Düngung geringe Mengen an Blei und Nickel, aber

größere Mengen an Cadmium und Chrom (Phosphatkomponente) und über die Schweinegülle hohe Kupfer- und Zinkmengen eingetragen werden (s. Tab. 70). Die Nährstoffversorgung über Kompost führt wegen der geringen Nährstoffgehalte und der eingeschränkten Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe zu einem doppelt so hohen Schwermetalleintrag als bei einer organischen Düngung. Im Vergleich zur Mineraldüngung ist die Mehrbelastung des Bodens durch Schwermetalle über die Kompostanwendung sogar um ein Vielfaches höher.

Tab. 70: Flächenspezifischer Schwermetalleintrag bei verschiedenen Düngungsformen

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Σ Cd-Äq.
	<i>g/(ha × a)</i>						
Düngungsvariante 1							
NPK-Dünger	0,89	3,42	15,96	6,93	3,60	45,6	6
Kalkammonsalpeter	4,44	0,10	2,01	1,11	0,98	13,38	1
	5	3,52	18	8	4,59	59	7
Düngungsvariante 2							
Kalkammonsalpeter	11,99	0,28	0,01	3,01	2,66	36,17	3
Triple-/Superphosphate	0,28	4,59	32,46	3,81	4,52	49,70	8
Kaliumchlorid	0,13	0,02	3,48	0,74	1,76	0,02	0
	12	4,90	36	8	8,94	86	11
Düngungsvariante 3							
Schweinegülle	13	1,08	11	607	22,39	1.158	81
Kalkammonsalpeter	1,27	0,03	0,57	0,32	0,28	3,82	0
	14	1,11	12	608	22,67	1.162	81
Düngungsvariante 4							
Klärschlamm	188	4,17	103	537	56,67	1.742	120
Kalkammonsalpeter	10,79	0,25	4,89	2,71	2,39	32,54	2
	199	4,42	108	539	59,06	1.774	123
Düngungsvariante 5							
Kompost	740	7,30	380	450	230,00	2.222	164
Kalkammonsalpeter	10,79	0,25	4,89	2,71	2,39	32,54	2
	751	7,55	385	453	232,39	2.255	166
Bei einer Fruchtfolge mit Winteraps-Winterweizen-Wintergerste und einer Düngung mit 190 kg N, 60 kg P ₂ O ₅ , 80 kg K ₂ O/(ha × a), 1,67 t TS/(ha × a) Klärschlamm oder 10 t TS/(ha × a) Kompost:							

Die bei der Verbrennung pflanzlicher Abfälle anfallende, alkalisch wirkende Grobasche kann zur Substitution nährstoffhaltiger Kalkdünger eingesetzt werden, sofern die in der Düngemittelverordnung genannten Höchstwerte für das Inverkehrbringen von Rückstandskalken (pro kg TS nicht mehr als 200 mg Blei, 6 mg Cadmium und 100 mg Nickel) nicht überschritten werden. Die Höhe der zusätzlichen Schwermetallbelastung durch eine in mehrjährigen Abständen durchgeführte Ascheausbringung ist davon abhängig, wie groß der

jeweilige Kalkbedarf ist, um die Auswaschungsverluste auszugleichen und einen, von den spezifischen Bedürfnissen der Kulturpflanzen, der Bodenart und dem Humusgehalt abhängigen optimalen Boden-pH-Wert herzustellen. Bezogen auf eine Tonne Kalk kann die Mehrbelastung durch die Ausbringung von Grobasche um das neunfache im Vergleich zum gewichteten, mittleren Schwermetallgehalt von Kalkdüngern ansteigen (s. Tab. 71). In der Gesamtbilanz spielt der Schwermetalleintrag über die Grobasche aufgrund des hohen Kalkbedarfs der Landwirtschaft keine bedeutende Rolle.

Auf Bundesebene oder Bundesländerebene gibt es noch keine Regelungen über die zulässigen Schwermetallfrachten bei einer landwirtschaftlichen Verwertung von Biomasseaschen. Andere Länder haben bereits Regelungen erlassen, um die Gefahr einer flächenspezifischen Schwermetallbelastung durch die Ascheverwertung zu begrenzen. In Österreich wird eine Beschränkung der landwirtschaftlich verwerteten Biomasseasche (Grob- und Zyklonasche) auf 1,5 t TS/(ha·a) empfohlen. In Finnland darf die Aschenmenge 4 t TS/(ha·a) nicht übersteigen und die Cadmiumbelastung der Biomasseasche nicht über 1,5 mg/kg TS liegen (KÖCHL 1994).

Tab. 71 Schwermetallgehalte von Kalkdüngern und Biomasseasche

	Blei	Cad- mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Σ Cd- Äq.
	<i>mg/kg TS</i>						
Branntkalk	2,8	0,1	19,2	11,1	6	15,8	0,64
Hüttenkalk	0,1	0,1	33,2	5,4	4	10,6	0,62
Kohlensaurer Kalk	7,3	0,5	6,9	8,2	4,6	58	1,03
Kalk	6,2	0,3	11,4	8,5	4,8	46	0,84
Gewichtetes Mittel Kalkdünger	6,15	0,40	10,82	8,26	4,70	48,64	0,94
Grobasche	14	1,2	326	165	66	433	9,54
Zyklonsche	58	21,6	158	143	59,6	1.870	33,02
Filterasche	1.053	80,7	231	389	63,4	12.981	143
Zulässige Höchstwerte	200	6	-	-	100	-	-
	<i>kg/a</i>						
Branntkalk*	30	1	208	120	65	171	6,93
Hüttenkalk*	1	1	350	57	42	112	6,54
Kohlensaurer Kalk*	630	43	596	708	397	5.008	89,32
Andere Kalkdünger*	121	6	222	166	94	897	16,32
Summe*	783	51	1376	1051	598	6188	119
Quelle: BOYSEN 1992, OBERNBERGER 1994, BML 1994							
*Branntkalk (10.830 t), Hüttenkalk (10.550 t), Kohlensaurer Kalk (86.341 t), Andere Kalkdünger (19.500 t),							

7.7.5 Schwermetallentzüge und -austräge

Die Berechnung der Schwermetallmenge, die über den Anbau von Marktfrüchten und Futtermittelpflanzen entzogen wird, basiert zum einen auf den Ernteerträgen (MLRELF 1994) und zum anderen auf dem mittleren Schwermetallgehalt der Kulturpflanzen (LÜBBEN 1993). Die berechneten Schwermetallentzüge pro Hektar und Jahr liegen innerhalb der von SAUERBECK (1985) genannten Spannen zu den flächenbezogenen Schwermetallentzügen, die sich je nach Bodengehalte, Bodeneigenschaften und Anbau- bzw. Ertragsverhältnissen, zwischen 1-80 g Blei, 0,3-3 g Cadmium, 1-10 g Chrom, 30-50 g Kupfer, 10-30 g Nickel und 100-500 g Zink pro Hektar und Jahr bewegen können (s. Tab. 72).

Die Bedeutung der wassergeführten Schwermetallverlagerung aus dem Oberboden in tiefer gelegene Bodenschichten bzw. ins Grundwasser ist vom Schwermetallgehalt und der Sorptionsfähigkeit des Bodens, von der Mobilität der Schwermetalle und vom Sickerwasserstrom abhängig.

Tab. 72: Flächenspezifische Schwermetallentzüge über die Ernte

	Quelle	Blei	Cad- mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Σ Cd-Äq.
		<i>g/(ha × a)</i>						
Ernteentzug	1	1,42	0,15	0,52	10,38	2,65	70	0,57
Winterweizen (70 dt/ha)	2	1,75	0,88	1,75	17,5	1,75	315	2,12
Winterweizen (70 dt/ha)	3	6	1,7	2	20	2	125	2,46
Zuckerrüben (70 dt/ha)	3	15	1,2	12	45	2,50	175	2,63
Fruchtfolge (ZR-WW-WG)	4	24	1,3	3,10	31	48	348	3,98
Mittlerer Entzug	5	1-80	0,3-3,0	1-10	30-50	10-30	100-500	1,21-6,65
Mittlerer Entzug	6	1-30	0,5-2,0	1-10	30-150	10-30	100-500	1,41-6,45
Ernteentzüge*		1,79	1,3	2,44	31	21	343	3,19
* Eigene Berechnungen für Baden-Württemberg auf Basis der Ernteerträge u. Schwermetallentzüge (LÜBBEN 1993)								
Quelle: LÜBBEN 1993 (1), SEVERIN et al. 1991 (2), GRONA UER 1991 (3), DELSCHEN 1992 (4), SAUERBECK 1985 (5), BRUGGER 1991 (6)								

Auf gut gepufferten neutralen bis leicht alkalischen Ackerböden ist der Schwermetallaus-
trag geringer als auf Ackerflächen mit niedrigen pH-Werten (s. Tab. 73). Nennenswerte
Schwermetallverlagerungen finden in der Regel nur nach Ausbringung großer Mengen an
schwermetallhaltigen Dünge- oder Bodenverbesserungsmittel auf stark durchlässigen Kies-
oder Sandböden mit geringem Grundwasserabstand statt (GASIUNAS et al. 1995).

Tab. 73: Schwermetallaustrag über das Sickerwasser

	Quelle	Blei	Cad- mium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink
<i>g/(ha × a)</i>							
Boden	1	5,1	0,5	k.A.	12	k.A.	155
Ackerfläche (pH 4,2-5,1)	2	5	1	k.A.	14,5	k.A.	76
Ackerfläche (pH 6,2-7,6)	2	0,6	0,05	k.A.	3,6	k.A.	33
Quelle: SRU 1987 (1), Peters 1990 (2)							

Bei der Flächenkompostierung und der Ausbringung von Frischkomposten kann die Schwermetallverlagerung durch die im Rotteverlauf freiwerdenden, niedermolekularen organischen Komplexbildner beschleunigt werden (STÖLZER et al. 1994). Auf Böden mit hohen Mineralisationsraten können insbesondere Chrom, Kupfer oder Blei wegen ihrer Affinität zur organischen Substanz verlagert werden (ALLOWAY und JACKSON 1991). Die Ausbringung von Fertigkompost kann dagegen durch den Eintrag organischer Substanz zu einer temporären Erhöhung der Schwermetallsorptionskraft des Bodens führen. Durch den hohen Anteil an basisch wirksamen Kalzium- und Magnesiumoxiden im Kompost wird die Mobilität von Cadmium, Zink und Nickel zusätzlich verringert (LÜBBEN 1993). Auf Standorten mit extremen Schwermetallkontaminationen kann die Gefahr einer Schwermetallauswaschung durch die Einbringung von Kompost mit hohen Gehalten an hochmolekularen Huminstoffen nachweisbar herabgesetzt werden, sofern die flächenspezifische Aufwandmenge und der Anteil an sorptionsstarken Huminsäuren bzw. basisch wirksamen Substanzen im Kompost hoch sind (TRAULSEN und SCHÖNHARD 1987).

7.7.6 Qualitätsziele für den Boden

Die Verwertung schwermetallhaltiger Siedlungsabfälle führt zu einer schleichenden Schwermetallanreicherung im Boden und zu einer Verringerung der pedogenen Sorptionskapazitäten für Schwermetalle, da die Menge an ein- und ausgetragenen Schwermetallen nicht ausgewogen ist. Als Bewertungshilfe für die maximal tolerierbare Schwermetallakkumulation im Boden können die in der novellierten Verordnung zur Ausbringung schadstoffhaltiger Klärschlämme (1992) festgelegten Bodengrenzwerte für Schwermetalle herangezogen werden. Bei den Bodengrenzwerten handelt es sich um Vorsorgewerte, bei deren Überschreitung noch keine akute Gefährdung für Mensch, Tier oder Pflanze auftritt, aber eine weitere Belastung nicht mehr zulässig ist.

Ein Vergleich mit Grenzwerten und Empfehlungen über die maximal tolerierbare Schwermetallbelastung von Böden in anderen Staaten zeigt, daß es sowohl Länder mit ähnlichen bis höheren Grenzwerten (Italien, England) als auch Länder mit niedrigeren Belastungsgrenzen (Dänemark, Spanien) gibt. In den Niederlanden hängt die zulässige Schwermetallbelastung von der Sorptionsfähigkeit des Bodens, d.h. von seinem Humus- und Tongehalt ab (s. Tab. 74). Neben den für landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzte Flächen geltenden Bodengrenzwerten der Klärschlammverordnung existieren Länderrichtlinien zur Beurteilung des Schwermetallgehalts von Böden ohne Produktionsfunktionen. Diese nutzungs- bzw. schutzgutbezogenen Referenzwerte für unbelastete Böden lassen sich unterteilen in Eingreif-, Prüf- und Sanierungswerte für schwermetallbelastete Böden. Die Qualitätskriterien für Böden, die zum Neu- oder Wiedereinbau verwendet werden sollen (Einbauwerte) sind deutlich strenger als die Konzentrationswerte, bei dessen Überschreitung weitere Ermittlungen erfolgen sollten. Der Eingreifwert ist ein Höchstwert, der nicht überschritten werden sollte, da unter ungünstigen Umständen im Einzelfall ein nicht mehr tolerierbares Risiko bestehen kann (EWERS et al. 1994).

In Gewerbe- und Industriegebieten werden sehr hohe, meist willkürlich durch Multiplikation mit den Werten für sensible Nutzungsarten festgelegte Schadstoffgehalte im Boden toleriert (s. Tab. 74). Die hohen Schadstofffrachten werden als tolerierbar angesehen, da diese Flächen größtenteils versiegelt oder als Zierflächen angelegt werden. Diese sehr großzügigen Begrenzungen können dazu führen, daß hohe Schwermetallfrachten beim Einsatz von minderwertigen Kompostqualitäten zur Neuanlage oder zur Melioration von Zierflächen ausgebracht werden.

Von ökologischer Bedeutung ist die Schwermetallbelastung auf diesen Flächen erst, wenn eine Nutzungsänderung stattfindet bzw. es durch den atmosphärischen Säureeintrag zu einer pH-Absenkung im Boden und zur Mobilisierung sowie Verlagerung der Schwermetalle in tiefere Bodenschichten bzw. in Richtung Grundwasser kommt. Die Einbringung größerer Mengen an schadstoffhaltigem Kompost kann wegen der dadurch erfolgten Einschränkung im Hinblick auf Änderungen der Flächennutzung und der verringerten Bodenpufferfähigkeit gegenüber Schadstoffen negativ bewertet werden. Die Schwellenwerte (Prüfwerte) für Haus- und Kleingärten sind, insbesondere bei den toxikologisch bedenklichen Schwermetallen Quecksilber und Zink, deutlich höher als für gärtnerisch und landwirtschaftlich genutzte Böden (s. Tab. 74).

Bei einer regelmäßigen Kompostbeaufschlagung von 10 t TS/(ha·a) mit mittleren Schwermetallgehalten (s. Tab. 56) kommt es zu einer schleichenden Schwermetallanreicherung in

den beaufschlagten Böden. Diese schreitet weniger langsam voran für Blei und Chrom, da von diesen Elementen nur 0,23% (Blei) bzw. 0,64% (Chrom) wieder über die Ernteerzeugnisse entzogen werden. Eine geringere Akkumulationsgefahr besteht bei Nickel, Cadmium und Zink, die zu 13-17% über die Biomasseabfuhr zurückgeholt werden. Vergleicht man die flächenspezifische Schwermetallzufuhr anhand der Cadmium-Äquivalente, so erkennt man, daß gut 90% der Schwermetallfracht, die über die Kompostgabe hereinkommt, im Boden gespeichert wird. Bei der mineralischen Düngung wird eine zweimal so hohe Menge an Cd-Äquivalenten zugeführt als danach über die Biomasse wieder entzogen wird. Bei der organischen Düngung ist die Zufuhr rund fünfmal höher als der Ernteentzug.

Tab. 74: Grenzwerte und Einbau-, Prüf- bzw. Eingreifwerte für Schwermetallgehalte in Böden

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
	<i>mg/kg TS</i>						
	Bodengrenzwerte für landwirtschaftlich genutzte Flächen						
AbfKlärV (1992)	100	1,5(1)	100	60	50	1,00	200(150)
Italien	100	3,00	3/50	100	50	2,00	300
England	100	2,00	150	50	50	1,00	150
Niederlande	50+L+H	0,4+0,007× (L+H)	50+2L	15+0,6(L+H)	10+L	0,2+0,0017× (2L+H)	50+H,5(2L+H)
Dänemark, Spanien	40	0,50	30	40	15	0,50	100
	Einbauwerte						
Kinderspielplätze	50-200	0,5-2	30-100	-	40-100	0,25-1	120-500
Wohngebiete (HG/KG)	100	0,60	50	40-50	40	0,30	120-500
Gärtn./landwirt. Flächen	100	0,60	50	40-50	40	0,30	120
Gewerbe-/Industrieflä.	200-300	1-3	100-200	100-200	100-200	1-3	300-500
	Prüfwerte						
Kinderspielplätze	100-200	2-3	50-150	-	40-100	0,5-2	300-500
Wohngebiete (HG/KG)	300-500	6-40	100-300	50-500	80-400	2-20	300-500
Gärtn./landwirt. Flächen	100-500	1-2	100-200	50-100	50-100	0,5-10	150-500
Gewerbe-/Industrieflä.	1000-2000	10-40	200-750	300-1000	200-500	10-40	1000-4000
	Eingreifwerte						
Kinderspielplätze	300-1000	5-10	100-250	-	50-200	5-10	2000
Wohngebiete (HG/KG)	35-200/ 600-1000	2-10/5-20	200-250/ 300-800	200-250/ 200-1000	50-200/ 200-350	1-7/8-20	2000
Gärtn./landwirt. Flächen	600-1000	5-20	500-800	200-600	200-300	10-50	600-3000
Gewerbe-/Industrieflä.	2000-3000	20-30	500-800	2000-3000	500-2000	30-50	3000
	Quelle: ORCA 1992b, EWERS et al. 1994, L=Fongehalt, H=Humusgehalt						
	HG=Hausgärten, KG=Kleingärten, Einbauwert =Qualitätskriterium für Böden, die zum Neu- oder Wiedereinbau verwendet werden sollen						
	Prüfwert =Wirkungspfad- und Schutzgutbezogener Wert, bei dessen Überschreitung weitere Sachverhaltsermittlungen erforderlich sind (Schwellenwert)						
	Eingreifwert =Höchstwert, bei dessen Überschreitung Sicherungs- bzw. Sanierungsmaßnahmen ergriffen werden sollten						

Die über die Kompostbeaufschlagung zusätzlich eingebrachten Schwermetallanreicherungen können nur durch Bewirtschaftungsmaßnahmen über sehr lange Zeiträume hinweg zurückgenommen werden. Daran ändert sich auch nichts wenn berücksichtigt wird, daß die absolut entzogenen Schwermetallmengen auf stärker belasteten Böden beim Kupfer (0,16%), Nickel (0,37%), Cadmium (0,28%) und Zink (0,58%) höher sind als auf unbehandelten Böden. Die Blei- und Chromenzüge zeigen, unabhängig von der Schadstoffbelastung, wegen der niedrigen Transferraten nur geringe Abnahmeraten von 0,03-0,06% bezogen auf den Bodenvorrat (McGRATH 1987). Da eine natürliche Schwermetallabreicherung erst nach einer sehr langen Bewirtschaftungsdauer eintritt und technische Verfahren der Bodenreinigung aufwendig und teuer sind, stellt der Schwermetalleintrag über Kompost eine nur schwer umkehrbare zusätzliche Bodenbelastung dar.

Bei der Abschätzung der theoretisch möglichen Kompostbeaufschlagungsdauer bei unveränderten Schwermetallfrachten wird von einer mittleren Schwermetallbelastung der Ackerböden Baden-Württembergs und der gemittelten Schwermetallbelastung von Gartenböden (s. Tab. 63) ausgegangen. Der zusätzliche Schwermetalleintrag über atmosphärische Depositionen wird vereinfacht für alle Flächen gleich angenommen. Bei der Berechnung der Zeitspanne bis zum Erreichen der Bodengrenzwerte wird außer dem Entzug über die Ernteprodukte auch ein sickerwasserbedingter Schwermetallaustrag in tiefere Bodenschichten veranschlagt.

Bei konstanten Schwermetallfrachten würden die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung ohne Berücksichtigung zusätzlicher Schwermetalleinträge über notwendige Ergänzungsdüngungen in rd. 200 (bei Zink) bis 750 (bei Chrom) Jahren ausgeschöpft sein (s. Tab. 75). Durch die Pflanzenernährung über eine ausschließlich organische Düngung würden die Bodengrenzwerte nach 270 (bei Kupfer) und 340 (bei Zink) erreicht werden. Mineralische Düngemittel führen wegen des Cadmiumeintrags über die Phosphatkomponente zu einer Ausschöpfung des Cadmiumgrenzwertes nach rd. 700 Jahren.

Angesichts der nur um 17% geringeren Schwermetallbelastung der Gartenkomposte im Vergleich zu den Pflanzen- und Bioabfallkomposten und der vergleichsweise hohen flächenspezifischen Kompostausbringungsmenge bei bereits erhöhter Vorbelastung des Bodens ist die theoretische Beaufschlagungsdauer bis zum Erreichen der Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung deutlich geringer als im Falle einer landwirtschaftlichen Kompostverwertung.

Tab: 75: Beaufschlagungsdauer bis zum Erreichen der Bodengrenzwerte für Schwermetalle

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Zink	Σ Cd-Äq.
Bodenbelastung und -grenzwerte (mg/kg TS)							
Mittelwert Ackerböden	37	0,32	35	21	34	89	
Mittelwert Gartenböden	89	0,61	19	34	11	188	
Bodengrenzwerte*	100	1,5	100	60	50	200	
Schwermetalleinträge** (g/(ha × a))							
Atmosphärischer Eintrag	54	2,7	10	49	11	314	5
Mineralische Düngung	12	4,9	36	8	8,9	86	6
Organische Düngung	14	1,1	12	608	23	1.162	14
Bio-/Grünabfallkompost	740	7,3	380	450	230	2.220	36
Gartenkompost	680	4,8	420	330	240	1.850	31
Klärschlamm	190	3	145	471	53	1.531	19
Biomasseasche	21	1,8	489	248	99	650	14
Schwermetallausträge (g/(ha × a))							
Sickerwasser	0,6	0,05	0	4	0	33	0,21
Ernteentzug	1,69	1,3	2,44	31	31	343	3
Jahre bis zum Erreichen der Bodengrenzwerte***							
Mineralische Düngung	4.274	699	6.359	3.078	3.617	1.248	
Organische Düngung	4.149	1.397	13.295	267	2.117	338	
Bio-/Grünabfallkompost	357	531	750	352	299	197	
Klärschlamm	1.158	874	1.884	337	1.131	270	
Biomasseasche	3.763	1.180	586	592	654	518	
Gartenkompost	67	534	845	304	694	25	
*Klärschlammverordnung 1992, **inklusive atmosphärischer Eintrag und abzüglich der Schwermetallausträge							
**Beaufschlagungsmenge: Bio-/Grünabfallkompost: 10 t TS/ha × a, Klärschlamm: 1,67 T TS/ha × a, Biomasse(grob)asche: 1,5 t TS/ha × a, Mineral. u. organ. Düngung pro ha × a: 190 kg N, 60 kg P ₂ O ₅ , 80 kg K ₂ O (s. Tab. 70)							

7.8 Nährstoffe

Die im Kompost und in der Biomasseasche enthaltenen Nährstoffe (s. Tab. 32 und 37) können anhand der folgenden Bewertungshilfen beurteilt werden:

- der Wert als Düngemittel,
- die Bedeutung zur Substitution mineralischer und organischer Düngemittel,
- das Verhältnis von Nährstoffgehalt zum Nährstoffbedarf der Kulturpflanzen und
- die Gefahr einer Verunreinigung von Grundwasser und Oberflächengewässer.

Die Nährstoff- und Düngerwerte von Kompost und Biomasseasche sind in Kapitel 6 bereits dargestellt worden, um die möglicherweise erzielbaren Erlöse bei einer landwirtschaftlichen Sekundärrohstoffverwertung bestimmen zu können. Die Monetarisierung der Nährstoffe anhand der Preise für Mineraldünger und der Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe zeigt, daß die pro Tonne TS ansetzbaren Gutschriften für Biomasseasche ohne Berücksichtigung von Ascheaufbereitungskosten höher sind als bei Kompost oder Klärschlamm (s. Abb. 28).

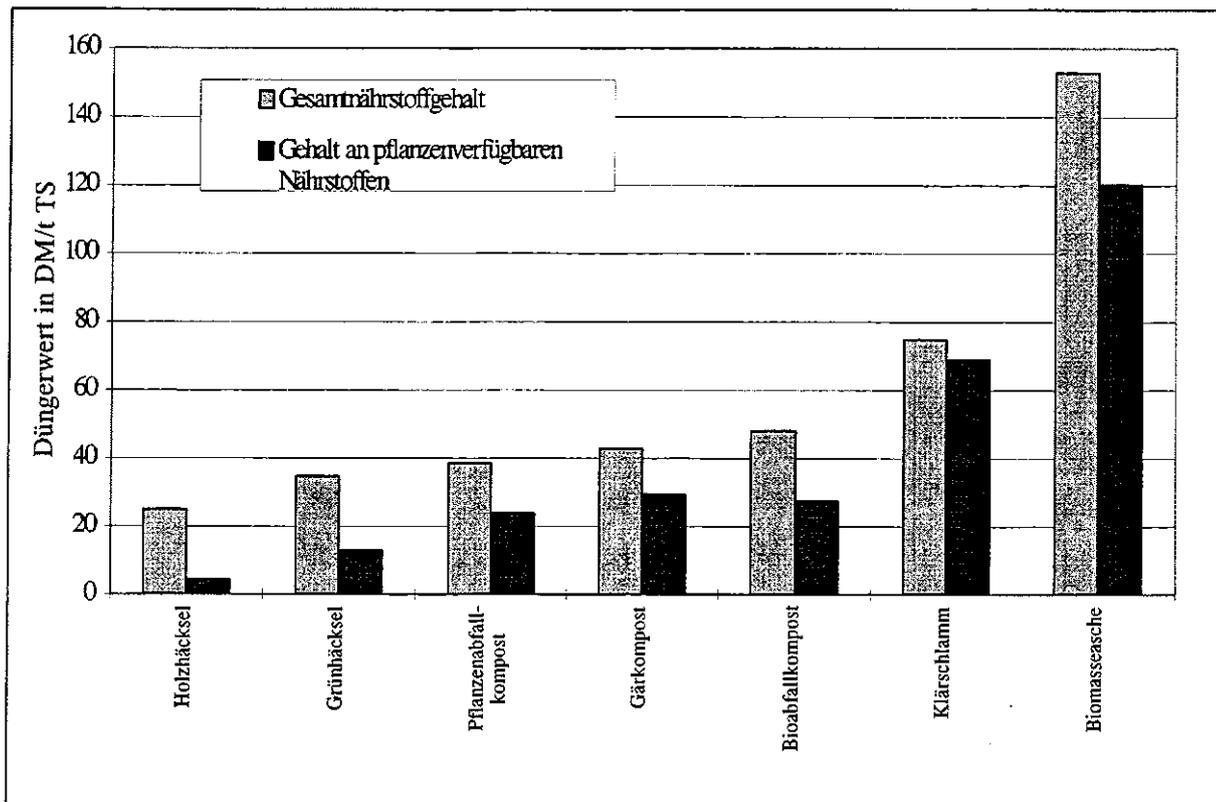


Abb. 27: Wert der gesamten und pflanzenverfügbaren Nährstoffe in pflanzlichen Abfällen, Kompost, Klärschlamm und Biomasseasche

Bezogen auf die Tonne Bio- und Grünabfall ist der Nährstoffwert mit rd. 5 DM allerdings geringer als der ansetzbare Wert für Grünabfälle und Kompost. Beim Nährstoffwert von Biomasseasche ist außerdem zu bedenken, daß es sich wegen des hohen Gehalts an Alkali- und Erdalkalimetallen um einen Kalkdünger handelt, während der Klärschlamm vergleichsweise hohen Mengen an pflanzenverfügbarem Stickstoff und Phosphat enthält.

Die Nährstoffgehalte von Kompost sind im Gegensatz zu den standardisierten Mineraldüngerprodukten großen Schwankungen unterworfen. Die Nährstofffreisetzung ist produktions-

technisch kaum beeinflussbar, weshalb die Düngung mit Kompost wegen der schlechteren Pflanzenverfügbarkeit der organisch gebundenen Nährstoffe einen geringeren Ertragszuwachs zur Folge hat als eine Nährstoffversorgung über Mineraldüngern (DIEZ und WEIGELT 1980, MARTINS und KOWALD 1988). Der Nährstoffwert von Kompost verringert sich um fast die Hälfte, wenn bei der Monetarisierung des Nährstoffwerts nur die in den ersten Jahren pflanzenverfügbaren Nährstoffe berücksichtigt werden (s. Abb. 28).

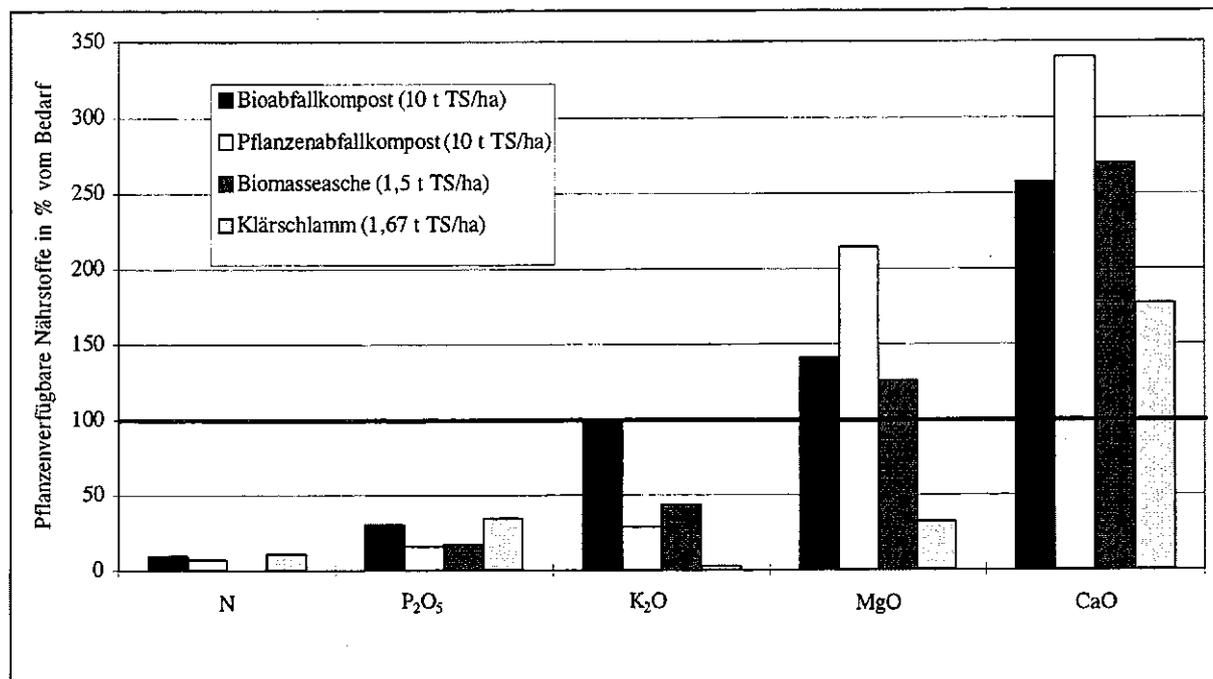


Abb. 28: Verfügbarer Nährstoffanteil von Kompost, Biomasseasche und Klärschlamm in Prozent des mittleren Nährstoffbedarfs von Getreide

Weitere Abstriche vom berechneten Nährstoffwert sind vorzunehmen, weil sowohl Kompost als auch Biomasseasche aufgrund des unausgewogenen Nährstoffverhältnisses im Vergleich zum pflanzlichen Bedarf nur eingeschränkt zur bedarfsorientierten Pflanzenernährung eingesetzt werden können. Im Vergleich zum durchschnittlichen Nährstoffbedarf von Winterweizen (190 kg N, 100 P₂O₅, 160 K₂O, 55 MgO, 165 CaO) liegt der Gehalt an verfügbarem Stickstoff, Phosphat und (mit Ausnahme des Bioabfallkomposts) an Kalium bei ordnungsgemäßen Ausbringungsmengen unter dem Pflanzenbedarf, während der Gehalt an Magnesium und Kalzium den jährlichen Bedarf übersteigt (s. Abb. 29).

Der Wert der im Kompost oder in der Biomasseasche enthaltenen Nährstoffe erhöht sich, wenn berücksichtigt wird, daß durch die Substitution mineralischer Düngemittel indirekt auch fossile Energieträger eingespart werden können. Der spezifische Beitrag der Nähr-

zung der aus fossilen Quellen freigesetzten CO₂-Emissionen wurde bereits dargestellt (s. Kapitel 7.3).

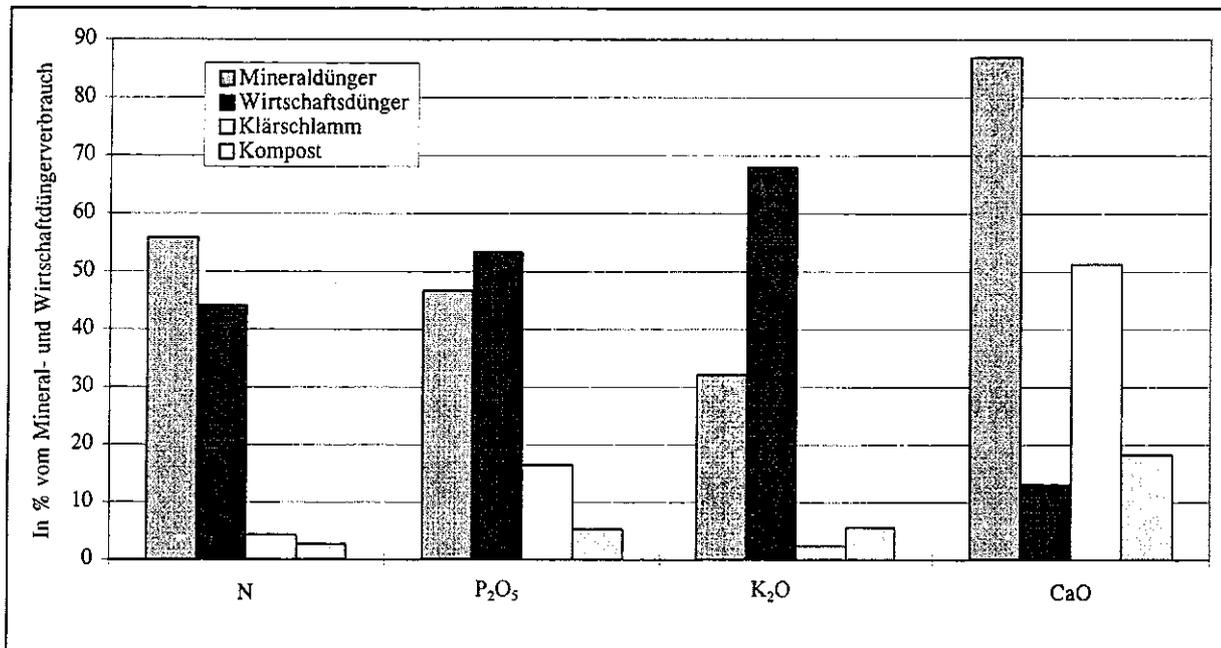


Abb. 29: Substitutionspotential der Nährstoffe im Kompost und Klärschlamm, bezogen auf den Verbrauch an Mineral- und Wirtschaftsdüngern in Baden-Württemberg

Der Beitrag der Kompostnährstoffe zur Substitution von mineralischen Düngemitteln bewegt sich, bezogen auf den derzeitigen Verbrauch an Mineral- und Wirtschaftsdüngern in Baden-Württemberg, bei einer unterstellten 100%igen landwirtschaftlichen Verwertung von rd. 594.000 t TS Kompost zwischen 2,7% beim Stickstoff, 5,3% beim Phosphat, 5,6% beim Kalium und 18,3% beim Kalzium (s. Abb. 30). Der Beitrag des Klärschlammes zur Nährstoffbereitstellung würde bei 100%iger landwirtschaftlicher Verwertung der gegenwärtig anfallenden Menge zwischen 4,3% beim Stickstoff und 51,3% beim Kalzium liegen. Das hohe Substitutionspotential beim Kalzium ist auf die Zugabe von Kalk als Fällungsmittel zurückzuführen. Der potentiell substituierbare Nährstoffanteil durch die Kompostverwertung verringert sich insbesondere im Fall von Stickstoff, wenn die eingeschränkte Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe berücksichtigt wird.

Die mit den Nährstoffen gleichzeitig in den Boden eingebrachten organischen Schadstoffe und Schwermetalle sind bereits ausführlich bewertet worden (s. Kapitel 7.6 und Kapitel 7.7). Die Nährstoffe selbst können auch Schadstoffcharakter annehmen, wenn sie nicht von

den Pflanzen aufgenommen werden, sondern in angrenzende Oberflächengewässer oder ins Grundwasser eingetragen werden.

Beim eutrophierend wirkenden Phosphat ist die Gefahr einer Gewässerbelastung vermutlich weniger relevant, da die in der Düngeverordnung empfohlene Düngungsobergrenze von 120 kg $P_2O_5/(ha \cdot a)$ (BML 1992) durch die Ausbringung von 10 t TS Kompost pro Hektar und Jahr im Mittel nur zu 36% (Pflanzenabfallkompost) bzw. zu 68% (Bioabfallkompost) ausgeschöpft wird. Beim Stickstoff muß dagegen bei hohen flächenspezifischen Kompostmengen oder langjähriger Kompostanwendung mit einem erhöhten Auswaschungsrisiko gerechnet werden, da nur 10-15% des Kompoststickstoffs im Anwendungsjahr pflanzenverfügbar sind. Die regelmäßige Kompostanwendung (10 t TS/(ha·a)) würde nach einem Beaufschlagungszeitraum von 100 Jahren den bei fruchtbaren Böden zwischen 10 und 20 Tonnen pro Hektar schwankenden Stickstoffvorrat um ca. 3,4 Tonnen erhöhen. Da die Stickstofffreisetzung über Mineralisationsprozesse produktionstechnisch wenig steuerbar ist, wird mit dem Anstieg des organischen Stickstoffvorrats auch die Gefahr der Nitratauswaschung zunehmen. Nach langjähriger Kompostanwendung kann der Nitratgehalt im Sickerwasser um bis zu 50% höher sein als bei einer Mineraldüngung (POLETSCHNY 1994).

Ein erhöhtes Nitratverlagerungsrisiko kann dazu führen, daß bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Kompost in Wasserschutzgebieten staatliche Zuschüsse oder Zuwendungen von Wasserwerkbetreibern für Maßnahmen zur Verringerung der Nitratauswaschung verloren gehen. Gemäß der in Baden-Württemberg geltenden Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO 1987) ist in Wasserschutzgebieten die Stickstoffdüngung um 20% zu reduzieren und die Aufbringung organischer Dünger und Siedlungsabfälle zu begrenzen. Das Bestreben, den auswaschbaren Stickstoffgehalt am Ende der Vegetationszeit unter ca. 45 kg $N_{min}/(ha \cdot a)$ abzusenken, ist mit Ertragsminderungen verbunden. Auf SchALVO-Flächen wird deshalb ein Pauschalausgleich von 310 DM/ha gewährt. Diese Ausgleichszahlung kann vereinfachend als finanzieller Aufwand zur Vermeidung einer Nitratverlagerung in tiefere Bodenschichten oder in Richtung Grundwasser angesetzt werden. Davon abgeleitet könnte bei einer Kompostbeaufschlagung (10 t TS/(ha·a)) auf grundwassersensiblen Standorten im Herbst aufgrund der damit verbundenen Nitratverlagerungsgefahr eine Schlechtschrift von rd. 30 DM/t TS Kompost angesetzt werden. Der mögliche Umweltvorteil aufgrund einer Nährstoffverlagerung in Richtung Grundwasser durch die Kompostverwertung liegt damit in einer ähnlichen Größenordnung wie der über den Nährstoffwert monetarisierte Umweltvorteil.

Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung (50 mg Nitrat/l) wird in Baden-Württemberg gegenwärtig (1991) von 4,6% der Grundwassermeßstellen überschritten und kann in rd. 12% nur knapp eingehalten werden. Zukünftig könnte es durch die geplante Absenkung des Nitratgrenzwertes auf 25 mg Nitrat/l zu einer ansteigenden Zahl von Grenzwertübertretungen kommen. Die Bewertung des Nitratverlagerungsrisikos würde zu deutlich höheren Schlechtschriften führen, wenn anstelle der über die SchALVO-Vergütung abgeleiteten Schadensvermeidungskosten die Aufwendungen für eine technische Verringerung des in das Trinkwasser eingetragenen (Kompost)Nitrats oder für einen Anschluß an die Fernwasserversorgung herangezogen würden.

Die relative Gefahr einer erhöhten Nitratverlagerung als Folge einer Kompostverwertung kann anhand des Flächenbedarfs beurteilt werden. Bei einer 100%igen Ausbringung von 594.000 t TS Kompost würden 25% der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Baden-Württemberg benötigt werden, die zur Verwertung organischer Dünger (1,5 DE/ha) erforderlich ist (s. Tab. 44). Damit ist die potentielle zusätzliche Nitratbelastung durch Kompost geringer als die Nitratgefährdung durch die pflanzenbauliche Verwertung von Wirtschaftsdüngern.

Auf Rekultivierungs- und Meliorationsflächen ist das flächenbezogene Nitratauswaschungsrisiko viel größer als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, da dort aufgrund fehlender Aufbringungsbegrenzungen das Verhältnis von Nährstofffracht zu Nährstoffentzug sehr weit auseinandergehen kann. Durch die Ausbringung einer 30 cm mächtigen Substratschicht mit einem Kompostanteil von 30% wird dem Boden beispielsweise ungefähr 100mal mehr Stickstoff zugeführt als ihm durch die Erstvegetation entzogen wird (STÖPPLER-ZIMMER et al. 1993, JAUCH 1992). Mit einer erhöhten Auswaschungsgefahr ist auf sandigen, sorptionsschwachen Rekultivierungsflächen zu rechnen, da hier der Stickstoff auch über den Oberflächenabfluß in Restlochseen, die in Verbindung zu den Grundwasserleitern stehen, ins Grundwasser gelangen kann.

7.9 Abwasserbelastung

Die Umweltauswirkungen aufgrund der Bildung und Freisetzung von belastetem Abwasser können anhand eines Vergleichs zwischen den Behandlungsverfahren und mit Hilfe des Vermeidungskostenansatzes bewertet werden.

Bei der energetischen Nutzung von Grünabfällen in modernen Biobrennstoffanlagen mit Rostfeuerung fällt aufgrund des hohen Trockensubstanzgehalts der Grünabfälle und des Wasseraustrags während der Verbrennung kein Abwasser bzw. nur eine geringe, überwiegend aus der Rauchgasreinigung stammende Abwassermenge an. Bei der Flächenkompostierung fällt ebenfalls kein Abwasser an, da das überschüssige Prozeßwasser vom Boden und den Pflanzen aufgenommen wird.

Bei der Bewertung des bei den Kompostierungsverfahren anfallenden Abwasseraufkommens ist zu unterscheiden zwischen dem Abwasser, daß in Kompostierungsanlagen als Sickerwasser oder Kondensat anfällt und dem überschüssigen Prozeßwasser, das unkontrolliert in den Boden versickert. Das unter offenen Gartenkompostierhilfen austretende Abwasser, kann aufgrund fehlender Informationen über den damit einhergehenden Salz-, Nährstoff- und Schadstoffaustrag nicht bewertet werden. Es ist aufgrund der permanenten Stoffzufuhr bei gleichbleibendem Standort der Gartenkompostierhilfe zu vermuten, daß es durch die Kompostierung zu einer erhöhten stofflichen Belastung des darunterliegenden Bodens kommt.

Das in Pflanzenabfall- und Bioabfallkompostierungsanlagen oder in Trockenfermentationsanlagen anfallende Abwasser und dessen Belastung kann anhand des bau- und verfahrenstechnischen Aufwandes zur Abwasserverringerung bewertet werden. Die nicht vermeidbare Abwassermenge kann monetarisiert werden mit Hilfe der Reinigungskosten, die erforderlich sind, um die Abwasserbelastung entweder vor der Einleitung ins Abwassernetz oder in der Kläranlage auf das tolerierbare Maß zu verringern.

Die in Pflanzenabfallkompostierungsanlagen anfallende Abwassermenge läßt sich durch bau- und verfahrenstechnische Maßnahmen, wie z.B. eine Überdachung der Rotteflächen und häufiges Umsetzen der Mietenkörper, reduzieren. Eine Überdachung von Kompostlagerflächen führt auch zu einer Verbesserung der Kompostqualität, da bei zunehmender Rotte- und Lagerdauer die Regenwassereinträge nicht mehr durch Verdunstungsprozesse ausgeglichen werden können. Die Kosten der Abwasservermeidung bei der Pflanzenabfallkompostierung liegen, ausgehend von einem Investitionsmehraufwand von 100-150 DM pro jato (s. Kapitel 6.1.2), einem Abschreibungszeitraum von 10 Jahren und einem Zinssatz von 8%, zwischen rd. 15 und 22 DM/t FM.

Bei der gekapselten Bioabfallkompostierung kann das überschüssige Prozeßwasser nur zum Teil mit Hilfe der während der Intensivrotte freiwerdenden Wärmeenergie über den Biofilter verdunstet werden. Die Teilrückführung des Sickerwassers oder Kondensats führt zu einer Verringerung des Abwasseraufkommens, ist aber mit einer zusätzlichen Geruchs-

stoffbelastung in der Rottehalle verbunden. Die Wasserrückführung wird i.d.R. einer kostenintensiven Vorreinigung oder kostenpflichtigen Einleitung ins öffentliche Abwassernetz vorgezogen, weil dadurch keine wesentliche Verschlechterung der Kompostqualität zu erwarten ist. Die bei der Trockenvergärung anfallende Abwassermenge liegt, nicht zuletzt wegen der höheren Wassergehalte der Inputmaterialien, höher als bei der Kompostierung. Die CSB- und BSB₅-Belastung des Überschußwassers aus Vergärungsanlagen ist im Vergleich zum Abwasser aus der Kompostierung aufgrund der Abbauprozesse im Fermenter dagegen geringer (s. Tab. 40). Durch eine Umstellung von Saug- auf Druckbelüftung könnte das Abwasseraufkommen sowie die Abwasserbelastung verringert werden, da das Kondensat geringere Schadstofffrachten aufweist als das Sickerwasser (s. Tab. 25). Die Druckbelüftung hat allerdings den Nachteil, daß durch die erhöhte Aggressivität der Hallenluft die Bausubstanz und Aggregate zum Mietenumsetzen eine kürzere Lebensdauer haben als bei einer Saugbelüftung.

Mindestanforderungen bei der Einleitung von Abwässern, die aus biologischen Abfallbehandlungsanlagen stammen, gibt es bislang nicht, obwohl das organisch stark belastete Abwasser aus anaeroben Behandlungsanlagen ohne eine vorhergehende, anlageninterne Vorreinigung nicht ins Abwassernetz eingespeist werden kann (BIDLINGMAIER und MÜSKEN 1993). In Hessen werden im Genehmigungsverfahren die gleichen Anforderungen an die Qualität des Abwassers aus Kompostierungsanlagen gestellt wie an Abwässer, die aus der Ablagerung von Siedlungsabfällen stammen (KAUTZ und NELLES 1995). Diese in Tabelle 76 aufgeführten Qualitätskriterien werden zur Zeit dahingehend novelliert, daß der Ammoniumwert verschärft und Grenzwerte für anorganischen Stickstoff, Nitrit, Arsen und Phosphat eingeführt werden. Außerdem soll der BSB₅ durch den TOC ersetzt werden, weil dieser besser geeignet ist, den mikrobiell abbaubaren Anteil organischer Verunreinigungen im Abwasser zu charakterisieren.

Eine direkte Einleitung des Abwassers ohne vorherige Reinigung wird angesichts der hohen CSB- und BSB₅-Belastung und der stark erhöhten Zinkgehalte weder bei der überdachten Bioabfallkompostierung noch bei der Trockenfermentation möglich sein. Zu einer Überschreitung des Abwassergrenzwertes dürfte es i.d.R. auch beim Ammoniumgehalt des Abwassers kommen (s. Tab. 76). Die spezifischen Kosten für eine biologische Reinigungsstufe zur Verringerung der CSB- und BSB₅-Belastung im Sickerwasser liegen zwischen 15 und 35 DM/m³ (KOLLBACH 1992). Die dadurch erreichte 50%ige Reduktion der CSB-Belastung kann im Belebungsbecken durch eine Flockung mit Eisen (III)-Salzen um weitere 50% vermindert werden. Die Flockung zeichnet sich aufgrund des Einsatzes preisgünstiger Chemikalien durch spezifische Reinigungskosten aus, die unter 10 DM/m³

liegen können. Die Abwasserreinigung, die im allgemeinen zwischen 25 und 45 DM/m³ kostet, kann in Kläranlagen auch mit deutlich geringeren Abwasserbehandlungskosten von 6,50-20 DM/m³ verbunden sein (LOLL 1994, THOME-KOZMIENSKY und PAHL 1994). Die Abwasserreinigung, die weiter verbessert und die aufgrund der Klärschlammproblematik zunehmend danach ausgelegt werden wird, landwirtschaftlich nutzbare Klärschlämme mit geringen Schadstoffgehalten zu erzeugen und die zu entsorgenden Reststoffmenge auf ein Minimum zu begrenzen, könnte zukünftig zu weiter steigenden Abwasserbehandlungskosten führen.

Wenn die Schadstoffbelastung nach einer anlageninternen Abwasserreinigung so gering ist, daß bei der direkten Einleitung keine Abwasserabgabe bezahlt werden muß, so würden Abwassergebühren von 2,50-5,0 DM/m³ (Mittelwert: 3,75 DM/m³) anfallen. Geht man aber davon aus, daß zur Reinigung des Abwassers eine biologische Abwasserreinigungsstufe mit anschließender zweistufiger Umkehrosmose und nachgeschalteter Eindampfung und Trocknung der Konzentrate erforderlich ist, sind spezifische Kosten von 130 DM/m³ zu veranschlagen (KAYSER 1993). Unter diesen Bedingungen würde die stoffliche Behandlung von Bio- und Grünabfällen in Trockenfermentations- oder gekapselten Bioabfallkompostierungsanlagen zu spezifischen Behandlungskosten führen, die um 27 DM/t FM Input (bei 210 l H₂O /t FM) bzw. um 22 DM DM/t FM Input (bei 170 l H₂O/t FM) höher sind als bei abwasserfrei betriebenen Behandlungsverfahren (s. Tab. 40). Die Menge des bei der Abwasserreinigung anfallenden Überschussschlammes und dessen Zusammensetzung hängt von der Abwasserbeschaffenheit und Betriebsweise der biologischen Reinigungsstufe ab. Wenn man davon ausgeht, daß bei einem 50%igen CSB-Abbau mit einem Klärschlamm-aufkommen von durchschnittlich 5-7 kg/m³ Abwasser zu rechnen ist (KAUTZ und NELLES 1995), würden durch die Abwasserreinigung pro Tonne FM Bioabfall zwischen rd. 1,0 kg (Bioabfallkompostierung) und 1,23 kg (Trockenfermentation) Klärschlamm anfallen.

Der hohe technische Stand der Abwasserreinigung und die niedrigen Abwasserbehandlungskosten verleiten dazu, den Abwasseranfall als nachrangigen Bewertungsaspekt einzustufen. Die Berücksichtigung nachgelagerter Umwelteffekte im Abwasserleitungssystem und bei der Abwasserreinigung, wie z.B. Geruchsemissionen und Sickerwasserverluste während des Abwassertransports in der Kanalisation und die in der Kläranlage freigesetzten geruchs- und klimarelevanten Gase, könnte dazu führen, daß dem Abwasser aus biologischen Behandlungsanlagen zukünftig eine größere Bedeutung beigemessen werden muß als es den gegenwärtigen Reinigungskosten von rd. 0,64-0,709 DM (bei 3,75 DM/m³) bzw. 5,95-7,35 DM/t Input FM (bei 35 DM/m³) entspricht.

Tab. 76: Abwasserbelastungen aus Kompostierungsanlagen und Grenzwerte für Abwasserbelastungen

	Böschungsmähgut	Bioabfallkompostierung			BTA		Abwassergrenzwerte		
	offen	überdacht	überdacht	gekapselt	Max.	Mittel	derzeit	gült. Fassung	Entwurf
Menge und organische Belastung des Abwassers									
Menge (l/t FM)	-	10 (0-25)	15-20	220-300	-	-	-	-	-
BSB ₅ (mg O ₂ /l)	710 (120-1720)	17.000 (10.000-46.000)	29.400 (21.900-35.700)	710 (42-2400)	10.050	2.900	15-40	20	-
TOC (mg/l)	-	-	-	-	n.b.	n.b.	-	-	70
CSB (mg O ₂ /l)	5.400 (3.300-8.200)	35.000 (18.000-68.000)	54.200 (49.500-60.300)	1.170 (170-4.180)	28.860	14.460	75-150	200	200
Nährstoffbelastung des Abwassers (mg/l)									
Kalium	1.400-2.180	5.340 (5.000-14.000)	3.470 (1.080-7.280)	300	-	-	-	-	-
Magnesium	-	205 (100-1.000)	-	-	-	-	-	-	-
Phosphat ges.	23-25	120 (80-260)	97 (50-160)	0,055	-	-	1-2 (20-25)	-	-
Phosphat (PO ₄ -P)	-	-	-	-	198	92	-	-	3
Schwefel ges.	-	270 (100-450)	-	7,58	-	-	50	-	-
Sulfat	-	-	-	-	0,595	0,106	-	-	-
Sulfid	-	-	-	-	21,3	18,95	-	-	1
Stickstoff ges. (g/l)	-	1,14 (0,50-2,09)	-	-	> 2.000	> 1.130	-	-	70
Stickstoff org. (g/l)	-	0,58 (0,25-0,8)	0,43 (0,17-0,82)	-	-	-	-	-	-
Ammonium (NH ₄ -N)	76 (20-310)	650 (400-1.100)	220 (50-340)	87 (0,43-200)	-	-	10 (50-100)	-	10
Nitrat (NO ₃ -N)	-	-	-	-	1,8	1,4	-	-	-
Nitrit (NO ₂ -N)	-	-	-	-	-	-	-	-	2
Chlorid	-	1.000-5.000	-	3	-	-	-	-	-
Schwermetallbelastung des Abwassers (mg/l)									
Blei	0,16-0,18	0,01-0,2	0,01-0,2	-	1,33	0,67	2	0,5	0,5
Cadmium	-	0,01-0,14	0,01-0,2	-	4,43	1,76	2	0,5	0,5
Chrom	0,16-0,18	0,01-0,2	0,01-0,2	-	2,36	0,69	1	0,5	0,5
Chrom (VI)	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
Kupfer	0,22-0,68	0,01-0,3	0,01-0,3	-	4,43	1,76	2	0,5	0,5
Nickel	0,12-0,14	0,07-2,6	0,07-2,6	-	0,98	0,42	3	0,5	1
Quecksilber	-	-	-	-	0,024	0,01	0,05	0,05	0,05
Zink	0,9	1,0-8,0	1,0-8,0	-	45,6	13,36	5	2	2
Organische Schadstoffbelastung des Abwassers									
PCB (ug/l)	-	< 1-49	-	-	-	-	-	-	-
PAK (ug/l)	-	< 1	-	-	-	-	-	-	-
Quelle	FISCHER 1991	FRICKE 1988	ROTH 1991	HERHOF 1993	KAUTZ u. NELLES 1995	POPEL 1993	KAUTZ u. NELLES 1995		

7.10 Geruchs- und Keimemissionen

Die Bewertung der Geruchs- und Keimemissionen ist schwierig, da diese von einer naturgemäßen Vielzahl an verschiedenen Geruchsstoffen und Keimen bestimmt werden, sie meist nur von kurzer Dauer sind und die Höhe der Belastung starken zeitlichen und räumlichen Schwankungen unterworfen ist. Bei der Beurteilung von Geruchsemissionen wird deshalb vereinfacht der Faktor angegeben, der benötigt wird, um die Geruchsfracht soweit mit

nicht riechender Luft zu verdünnen, daß diese verteilt auf einen m^3 Luft bei 50% der Probanden gerade noch eine Geruchsempfindung auslöst.

Auch bei der Keimbelastung ist es aufgrund des ausgesprochen breiten Spektrums an potentiell Beschwerden auslösenden Mikroorganismen und Toxinen bislang nicht möglich Dosis-Wirkungs-Beziehungen zwischen der mikrobiellen Belastung beim Befüllen der Bio- tonne oder beim Einsammeln und Aussortieren von Bio- und Grünabfall und den vereinzelt von mit der Abfallerfassung oder Abfallsortierung Beschäftigten beschriebenen Symptomen herzustellen. Eine geeignete, standardisierte Meßmethode zur quantitativen Erfassung von Keimen und Toxinen ist ebenfalls noch nicht gefunden. Die Bewertung der Geruchs- und Keimemissionen wird deshalb anhand eines Verfahrensvergleichs und durch die Ableitung von Vermeidungskosten durchgeführt.

Die Flächenkompostierung verursacht aufgrund der schweren Abbaubarkeit der Grünabfälle und ihrer Einarbeitung in die oberste Bodenschicht sowie der meist größeren Entfernung der beaufschlagten Flächen zur nächsten Wohnsiedlung keine nennenswerten Geruchsbelästigungen. Die bei der Gartenabfallkompostierung entstehenden Geruchsemissionen sind von der individuellen Kompostierungsmethode abhängig und können bei unsachgemäßer Durchführung zu kurzzeitigen Geruchsbelästigungen führen. Die offene Pflanzenabfallkompostierung emittiert ca. 400 GE/s, kann aber je nach Niederschlags- und Temperaturverhältnissen temporär ca. 4.200 GE/s abgeben, wenn die Miete z.B. bis zur 3. Rottewoche wöchentlich und bis zur 10. Rottewoche 14tägig umgesetzt wird. Durch einen 7tägigen bzw. 14tägigen Aufenthalt in Rotteboxen kann die Geruchsfracht um 10% bzw. 40% verringert werden. Ein komplett eingehaustes Kompostwerk (Tafelmiete) mit 25.000 t/a Input und einem Biofilter mit vorgeschaltetem Biowäscher emittiert mit rd. 1.000 GE/s bei Saugbelüftung bzw. 700 GE/s bei Druckbelüftung nur etwa ein Drittel bzw. Viertel der Geruchsfracht einer offenen Anlage (BIDLINGMAIER und MÜSKEN 1993).

Die Bioabfallkompostierung wird aufgrund der Geruchs- und Keimemissionen inzwischen nur noch in geschlossenen Anlagen mit Abluftdesodorisierung betrieben. Die Biofilter können die Geruchs- und Keimfracht reduzieren, aber wegen der durch Teilkreislaufführung erhöhten Geruchskonzentration die geforderte Geruchsemission von unter $1 \text{ GE}/\text{m}^3$ nicht garantieren (HEINING et al. 1993). Die Geruchsfracht vor dem Biofilter kann durch die Belüftungstechnik verringert werden. Bei einfacher Druckbelüftung emittiert eine 36.000 t/a-Anlage, deren Inputmaterialien einen mittleren Wassergehalt von 65% haben, rd. 3.000 GE/s (nach Biofilter) und bei kombinierter Druck-/Saugbelüftung mit großem Wärmetauscher 1.200 GE/s. Allerdings ist die Geruchsverringerng durch kombinierte Belüftung und

große Wärmetauscher mit einem erhöhten Abwasseraufkommen (364 l Kondenswasser/t Input) verbunden, während die Druckbelüftung 53 l/t FM Befeuchtungswasser benötigt (KUGLER et al. 1995).

Da der Bioabfall wegen seines hohen Feuchtigkeitsgehalts ein ideales Medium für die Vermehrung von Mikroorganismen darstellt, kann der Umgang mit der Biotonne bei abwehrgeschwächten Menschen zu einer Infektion mit den Pilzsporen des ubiquitären *Aspergillus fumigatus* über die Atemwege führen. Die manuelle Fremdstoffauslese von frischen Bioabfällen führt, da die Hygienisierung erst während der Intensivrotte oder der Vergärung erfolgt, zu einer erhöhten Luftkeimbelastung und zu einer stärkeren gesundheitlichen Gefährdung der Beschäftigten (JAGER 1993, PHILIPP et al. 1994). Die Belastung mit verschiedenen Mikroorganismen, Viren und Endotoxinen kann zu gesundheitlichen Problemen (z.B. Übelkeit, Durchfall) bis hin zu schweren und dauerhaften Erkrankungen (z.B. Asthma, toxische Alveolitis) führen (NERSTING et al. 1991, MALMROS 1994). Mit Ausnahme der skandinavischen Grenzwertempfehlungen existieren noch keine Richtwerte über die zulässige Keimbelastung am Arbeitsplatz in Kompostierungsanlagen. Höhere Staubemissionen können zu einem Anstieg der Luftkeimkonzentration im Umfeld der Behandlungsanlagen führen, da die mit den Abfällen transportierten Mikroorganismen und Viren überwiegend partikelgebunden sind (MAHNEL 1989). Die erhöhte Luftkeimbelastung in der Umgebung geschlossener Behandlungsanlagen erreicht in der Regel nach 100 m Entfernung normale Hintergrundwerte (HOFMANN 1995).

Die zusätzliche Geruchs- und Keimbelastung, die aus der getrennten Erfassung und Behandlung von Bio- und Grünabfällen resultiert, ist in erster Linie von der Abfallzusammensetzung und der Länge der Sammelintervalle abhängig. Während der Zwischenlagerung im Sammelbehälter und der Behandlung der Bioabfälle kann es, insbesondere bei hohen Wassergehalten und Außentemperaturen, zu einer Veränderung der Keimkonzentration und der Geruchsintensität kommen. Die Kosten zur Verringerung der zusätzlichen Keim- und Geruchsbelastung bei der Sammlung und Erfassung der Bioabfälle können anhand des Mehraufwands für kürzere Sammelintervalle abgeschätzt werden. Die Verkürzung der zeitlichen Erfassungsabstände von einem 14tägigen auf einen 7tägigen Abfuhrhythmus führt zu Mehrkosten von durchschnittlich 140 DM/t FM (s. Kapitel 5.2). Weitere Mehrkosten zur Verringerung der Geruchs- und Keimemissionen bei der Grün- und Bioabfallkompostierung entstehen aufgrund der höheren Investitionen für eine Kapselung der Anlage und eine vollautomatischen Prozeßführung. Die erforderlichen Aufwendungen für Absaug- und Abluftreinigungsanlagen, Automatisierungseinrichtungen und vollklimatisierte Radlader führen zu einer Verteuerung der Behandlung um rd. 100-200 DM/t Bioabfall (s. Kapitel 6.2.2).

Die Hygienisierungsleistung der Bioabfallbehandlungsanlagen ist von der Verfahrenstechnik und vom Verlauf der mikrobiellen Umsetzung abhängig. Die in den organischen Abfällen enthaltenen Keime und Erreger können nicht vollständig inaktiviert werden, da die für eine Hitzeinaktivierung notwendigen Temperaturen über 75°C bei der Kompostierung wohl zeitweise erreicht werden können, aber unerwünscht sind, da sie zur Selbststerilisation des Rottekörpers führen können. Der Hygienisierungsgrad bei der Bioabfallkompostierung wird dennoch als zufriedenstellend angesehen, da einige Pathogene, deren thermische Inaktivierung erst bei rd. 90°C stattfindet, vermutlich durch biophysikalische und biochemische Vorgänge inaktiviert werden (STRAUCH und MENKE 1992). Bei der Gartenkompostierung kann trotz der geringen Hygienisierungsleistung eine normale Keimbelastung im erzeugten Kompost unterstellt werden, da problematische Küchenabfälle und krankheitsbefallene Grünabfälle i.d.R. der externen Entsorgung übergeben werden.

Die Verschleppung von Pflanzenkrankheiten kann bei der Kompostanwendung im Erwerbsgartenbau zu großen wirtschaftlichen Einbußen führen. Widerstandsfähige und infektiöse Krankheitserreger können aber auch bei Freilandanwendung im Sonderkulturbereich Einkommensverluste verursachen. Vor allem wenn feuerbrandbefallene Strauch- und Baumrückschnitte nicht verbrannt, sondern flächenkompostiert werden, kann es zu einer beschleunigten Ausbreitung dieser phytotoxischen Bakterienkrankheit kommen.

7.11 Zusammenfassende Aussagen zur Bewertung aus ökologischer Sicht

In den vorangegangenen Abschnitten wurden die folgenden Kriterien zur umweltbezogenen Beurteilung der Behandlungsverfahren herangezogen:

- die Klimagasemissionen,
- das Torfeinsparungspotential,
- der Flächenbedarf,
- die organischen Schadstoffe,
- die Schwermetalle,
- die Nährstoffe,
- die Keim- und Geruchsemissionen und
- die Abwasserbelastung.

Für die genannten Umweltwirkungen wurden quantifizierte und anhand von Vermeidungskosten monetarisierte Bewertungshilfen erstellt, da dieser Ansatz einen einfachen Vergleich

zwischen den einzelnen Bewertungskriterien ermöglicht. Außerdem können die monetarisierten Umweltveränderungen unter Vorbehalt mit den Behandlungskosten verrechnet werden. Vermeidungskosten sind aber technischen und gesetzgeberischen Einflüssen sowie politischen Zielsetzungen unterworfen und nur bedingt geeignet zur Bewertung von Umweltfolgen. Deshalb werden weitere Bewertungshilfen zur Abschätzung der verfahrensbedingten Umweltveränderungen herangezogen. Zu den Bewertungsmaßstäben, die zur Erfassung der verfahrensspezifischen Umweltveränderungen angelegt wurden, gehören:

- der Vergleich der verfahrensspezifischen Belastungsäquivalente untereinander,
- der Vergleich mit der Umweltbelastung durch andere Prozesse oder Produkte, bei welchen die jeweils diskutierten Stoffgruppen ebenfalls emittiert werden,
- der Vergleich mit den bereits vorhandenen Nähr- und Schadstoffgehalten in Böden unterschiedlicher Nutzung,
- der Vergleich mit Grenzwerten oder anderen gesellschaftspolitisch konsensfähigen Umweltqualitätszielen.

Die energetische Nutzung von heu- und holzartigen Grünabfällen führt über die Substitution fossiler Energieträger zur Einsparung zusätzlich freigesetzter **klimarelevanter Gase**. Bei der Kompostierung werden bedingt durch den verfahrensspezifischen Energiebedarf und den aus nicht vermeidbaren anaeroben Mietenabschnitten freigesetzten Methan- und Distickstoffoxidemissionen mehr CO₂-Äquivalente pro Tonne Bioabfall freigesetzt als zuvor gebunden wurden. Bei der Bioabfallkompostierung ist die Zusatzbelastung um ein Mehrfaches höher als bei der Garten- und Pflanzenabfallkompostierung. Die Flächenkompostierung ist nahezu CO₂-neutral, weil unterstellt wurde, daß bei der Verrottung keine anderen klimarelevanten Gase als CO₂ freigesetzt werden. Der Beitrag der Trockenfermentation zur CO₂-Verringerung ist als Folge der Substitution fossiler Energieträger durch die Biogasverstromung positiv, kann aber je nach Höhe der Methanausgasung bei der Nachrotte des Gärrückstands auch negativ werden. Eine 100%ige Behandlung der erfaßbaren Bio- und Grünabfälle in Bioabfallkompostierungsanlagen würde zu einer Erhöhung der in Baden-Württemberg freigesetzten Menge an CO₂-Äquivalenten um 0,7% führen. Insgesamt kann jedoch eine Netto-Entlastung von 7,9% an CO₂-Äquivalenten gegenüber der Deponie erzielt werden, da durch die Kompostierung organischer Abfälle im Vergleich zu deren bis 2005 noch möglichen Deponierung deutlich weniger Methan gebildet und freigesetzt wird.

Bei der energetischen Nutzung der Grünabfälle in Biobrennstoffanlagen kann, abgeleitet von Vermeidungskosten in Höhe von 100 DM/t CO₂, eine CO₂-Einsparung von 80 DM/t FM gutgeschrieben werden (s. Tab. 77). Verglichen mit der zusätzlichen CO₂-Freisetzung bei der Kompostierung organischer Abfälle kann über die Verbrennung eine CO₂-Vermeidung in Wert von 120 DM/t FM erzielt werden. Wenn höhere Vermeidungskosten von 250 DM/t CO₂ angesetzt werden, vergrößert sich der Unterschied zwischen der Kompostierung und der Verbrennung, bezogen auf den CO₂-Vermeidungswert, auf 240 DM/t FM.

Der Torfverbrauch kann aufgrund fehlender Vermeidungsmöglichkeiten und alternativer Substitutionsmittel gegenwärtig nicht monetarisiert werden und auch nicht mit dem Abbau anderer Ressourcen verglichen werden. Trotz fehlender Qualitätsziele beim Torfverbrauch ist die mögliche **Torfschonung durch den Einsatz von Kompost** anstelle von Torf ein wichtiges Bewertungskriterium, da der Torfabbau nahezu irreversibel ist; da Torf nur über sehr lange Zeiträume hinweg regeneriert werden kann. Zur Bewertung der Torfschonung als Folge einer Torfsubstitution durch Kompost wurden die noch vorhandenen, abbauwürdigen Torfvorräte herangezogen, die bei gleichbleibender Abbaurate nach 70-130 Jahren erschöpft sein dürften. Wenn die in Baden-Württemberg erfassbare Abfallmenge zu 100% kompostiert und als Torfsubstitut eingesetzt würde, könnte der Torfabbau bezogen auf den jährlichen Torfverbrauch in Deutschland um 5-10% verringert werden.

Durch die Anbindung der Bio- und Pflanzenkompostierungsanlagen an bestehende Humus- und Erdenwerk und deren Vertriebsnetz könnten theoretisch größere Kompostmengen mit Torf oder anderen Bodenverbesserungsmitteln oder Pflanzsubstraten vermischt und neue Produkte hergestellt werden. Bei dem als Torfersatz verwendeten Kompost handelt es sich bislang größtenteils um Pflanzenabfallkompost, da dieser günstigere Eigenschaften aufweist als Bioabfallkompost. Die Torfsubstitution hat aufgrund der Qualitätsunterschiede zwischen Kompost und Torf noch keine große Bedeutung. Dennoch wird bei der Bewertung der Flächenkompostierung und der energetischen Nutzung von Grünabfällen in Biobrennstoffanlagen der damit einhergehende Verzicht auf eine mögliche Torfsubstitution und Schonung der inländischen Torflagerstätten für nachfolgende Generation und höherwertige Einsatzgebiete sowie zur Erhaltung der ökologisch wertvollen Moorgebiete negativ bewertet.

Die Umweltkosten des **Flächenverbrauchs** für die Behandlungsanlagen sind bei den Kompostierungsverfahren deutlich höher als bei den Vergärungs- oder Verbrennungstechniken (s. Tab. 77). Die indirekt ermittelten spezifischen Schadensvermeidungskosten würden, insbesondere bei den im Außenbereich errichteten Kompostierungsanlagen, deutlich höher

ausfallen, wenn auch die irreversibel verlorengegangenen Boden- und Luftfilterfunktionen und die Veränderung der Erholungsfunktion der Landschaft berücksichtigt würden.

Der Flächenbedarf zur 100%igen pflanzenbaulichen Verwertung der gesamten Kompostmenge (594.000 t TS/a) liegt, bezogen auf die verfügbare landwirtschaftlich genutzte Fläche, bei ca. 7%. In bevölkerungsreichen und flächenarmen Kreisen, wo die Kompostausbringung bis zu 83% der Fläche beanspruchen kann, ist mit einer Konkurrenz zwischen Kompost, Klärschlamm und organischen Wirtschaftsdüngern um die verfügbare Ausbringungsfläche zu rechnen. Bei der Verwertung des in Gartenkompostierhilfen erzeugten Komposts kann es bei einer bedarfsorientierten Nährstoffzufuhr durch Gartenkompost zu einem flächenbedingten Verwertungsengpaß und zu Überfrachtungserscheinungen kommen, da die zur Kompostunterbringung benötigte Nutzgartenfläche von durchschnittlich 22 m² pro (EW·a) insbesondere in dicht besiedelten Gebieten meist nicht zur Verfügung steht.

Tab. 77: Zusammenfassende Darstellung von Umweltaspekten

	GAK	FLK	PFK	BAK	TRV	BBA
CO ₂ -Emissionen (DM/t FM)	-3,20	-0,20	-5,05	-36,19	9,12	83,01
Torfsubstitutionspotential	-/+	--	++	+	+	--
Flächenverbrauch (DM/t FM)	++	+	4,18	1,82	0,87	0,57
Organische Schadstoffe	--	-	+/-	+/-	+/-	+ +/- -
Schwermetalle	--	-	-	-	-	++
Nährstoffe (DM/t FM)	-	5-(-15)	20-(-15)	15-(-15)	15-(-15)	-
Abwasserbelastung (DM/t FM)	-	++	15-22	0,68-22	0,68-27	++
Geruchs-/Keimemissionen (DM/t FM)	+/-	+	+/-	140	140	+
Summe der mittleren Vermeidungskosten (DM/t FM)	-3	-5	-25	-189	-146	+82
GAK = Gartenkompostierung, PFK = Pflanzenabfallkompostierung, BAK = Bioabfallkompostierung, TRV = Trockenvergärung, BBA = Biobrennstoffanlage						
= vergleichsweise kleine (+) bzw. große (+ +) Umweltvorteile, vergleichsweise kleine (-) bzw. große (- -) Umwelt Nachteile						

Der Eintrag von organischen Schadstoffen und von Schwermetallen über Kompost und Biomasseasche wurde über deren relative Bedeutung im Vergleich zu anderen Schadstoffemittenten, der bestehenden Schadstoffbelastung in Böden und den Umweltqualitätszielen für Kompost und Böden bewertet. Die Umweltbelastung durch **organische Schadstoffe** wurde anhand der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe, der polychlorierten

Biphenyle und der Dioxinverbindungen beurteilt, da diese zu den langlebigen und human-toxikologisch bedeutendsten organischen Schadstoffen gehören und vergleichsweise gut meßtechnisch erfaßbar sind. Mit einer nennenswerten zusätzlichen Belastung der Nahrungskette oder einer Verlagerung in tiefere Bodenschichten im Zusammenhang mit einer Kompostausbringung ist aufgrund der starken Sorption der organischen Verbindungen im Oberboden nicht zu rechnen. Die Dioxinsynthese bei der Kompostierung ist vernachlässigbar, da diese maximal 10% bezogen auf den Dioxineintrag über die Bio- und Grünabfälle beträgt.

Wegen der guten Speicherfähigkeit der Böden und der schlechten mikrobiellen Abbaubarkeit nach einer Einarbeitung in tiefere Bodenschichten (Halbwertszeit von über 100 Jahren) kann es insbesondere bei den Dioxinverbindungen zu einer schleichenden Schadstoffanreicherung kommen. Die Dioxinakkumulation in Ackerböden ist bei normaler Hintergrundbelastung und unveränderter Kompostqualität bei jährlicher Kompostbeaufschlagung erst nach vielen hundert Jahren nutzungsrelevant. Die Schadstoffanreicherung in Gartenböden ist stärker zu gewichten als in landwirtschaftlich genutzten Böden, da die spezifischen Aufbringungsmengen und die Vorbelastung der Böden vor allem in verdichteten Siedlungsstrukturen höher sind und wegen der fehlenden Bodenbearbeitung eine Schadstoffkonzentration in der obersten Bodenschicht stattfindet.

Unter den gegenwärtigen Verhältnissen hat die Kompostverwertung einen Anteil von 2,6% an der gesamten Dioxinfracht, die in Baden-Württemberg emittiert wird. Dieser Anteil könnte sich bei einer auf 594.000 t TS/a ansteigenden Kompostmenge und gleichbleibender Kompostqualität sowie zurückgehenden Primäremissionen zukünftig auf rd. 19% erhöhen. Langfristig dürfte allerdings auch die Dioxinbelastung des Komposts aufgrund der absinkenden Schadstofffracht in Bio- und Grünabfällen geringer werden. Moderne und technisch aufwendiger gestaltete Biobrennstoffanlagen zerstören die PCB- und PCDD/F-Verbindungen der Grünabfälle und stellen eine Schadstoffsenke für organische Schadstoffe dar. In Feuerungsanlagen mit schlechten Verbrennungsbedingungen kann es zu höheren Dioxinemissionen kommen als bei Müllverbrennungsanlagen.

Die über die Kompostverwertung in der Umwelt verteilten **Schwermetalle** besitzen ein vielfältigeres Wirkungsspektrum als die organischen Schadstoffe. Sie werden in mehr oder weniger großen Mengen von den Pflanzen aufgenommen oder können bei ungünstigen Bodeneigenschaften mit dem Sickerwasser in tieferliegende Bodenschichten oder in Richtung Grundwasser verlagert werden. Eine 100%ige Kompostverwertung hätte eine Erhöhung des gesamten, durch die Ausbringung von Düngemitteln und atmosphärische Depositionen be-

dingten Schwermetalleintrags in landwirtschaftlich genutzte Böden um nur 8% bezogen auf die Cadmium-Äquivalente zur Folge. Der flächenspezifische Eintrag an Cadmium-Äquivalenten über Kompost ist von größerer Bedeutung als der Gesamteintrag. Bei einer Ausbringungsmenge von 10 t TS Bioabfallkompost würde eine doppelt so hohe Schwermetallfracht eingebracht als über eine organische Düngung. Im Vergleich zur Pflanzenernährung mit Mineraldüngern wäre die Schwermetallfracht sogar um das 15fache erhöht.

Die Schwermetallanreicherung im Boden als Folge anhaltender Kompostbeaufschlagungen verläuft wegen des 12fach höheren Schwermetalleintrags im Vergleich zum Entzug durch den Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln wesentlich schneller als bei anderen Düngungsmaßnahmen. Bei der mineralischen und organischen Düngung wird nur eine zwei- bis fünfmal höhere Schwermetallfracht, gemessen als Summe der einzelnen Cd-Äquivalente, eingebracht als über den Pflanzenanbau wieder ausgetragen wird. Ausgehend von mittleren Schwermetallgehalten in den Ackerböden Baden-Württembergs würden die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung bei unveränderter Kompostqualität und kontinuierlicher Kompostbeaufschlagung in rd. 200 Jahren im Falle von Zink bzw. in rd. 750 Jahren im Falle von Chrom erreicht werden. Die Schwermetallanreicherung im Boden ist demnach ein langsam ablaufender, aber schwer umkehrbarer Prozeß, der nur über viele Generationen hinweg wieder rückgängig gemacht werden kann.

Bei der Anwendung von Gartenkompost ist wegen der höheren Hintergrundbelastung mit einer z.T. deutlich schnelleren Überschreitung der Bodenqualitätsziele zu rechnen als bei den wenig stark vorbelasteten Ackerflächen. Die Grenzwerte für Zink wären bei gleicher Ausbringungsmenge bereits nach 25 Jahren, die für Blei nach rd. 70 Jahren ausgeschöpft. Angesichts der höheren flächenspezifischen Kompostaufbringungsmengen auf begrenzt verfügbare Nutzgartenfläche und der um 17% geringeren Schwermetallbelastung der Gartenkomposte im Vergleich zum Bioabfallkompost könnten die Bodengrenzwerte auch schon früher erreicht werden. Die Gefahr einer Schwermetallanreicherung in Haus- und Kleingartenböden ist wegen des unzureichenden Wissensstandes über die Schwermetallgehalte im Kompost und Nutzgartenboden deutlich größer als auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, wo aufgrund gesetzlicher Reglementierungen die Nährstoff- und Schadstofffracht im Kompost und in den beaufschlagten Böden regelmäßig kontrolliert wird.

Die energetische Nutzung hat gegenüber der Kompostierung den Vorteil, daß die in den Grünabfällen enthaltenen Schwermetalle über die Deponierung der Zyklon- und Filterasche dem Stoffkreislauf entzogen werden können. Bei der pflanzenbaulichen Verwertung der Grobasche aus Biobrennstoffanlagen ist der Eintrag an Cadmium-Äquivalenten um das

10fache höher als bei einer vergleichbaren Kalkdüngung. Der Beitrag der energetischen Nutzung von Grünabfällen aus Biomasse zur Verringerung der ubiquitär Umweltbelastung durch Schwermetalle wäre höher, wenn auch die weniger schwermetallhaltige Grobasche deponiert würde.

Der **Organik- und Nährstoffgehalt** von Kompost, abgeleitet über die eingesparten Kosten einer Gründüngung und einer Mineraldüngung, hat einen Wert von rd. 40 DM/t Kompost. Dieser verringert sich unter Berücksichtigung der eingeschränkten Pflanzenverfügbarkeit und des unausgewogenen Verhältnisses von Nährstoffzufuhr zum Nährstoffbedarf von Getreide um mehr als die Hälfte. Der Nährstoffwert von Kompost kann als Folge des hohen Anteils an organisch gebundenem Stickstoff auch negativ werden. Auf SchALVO-Flächen ist die Kompostausbringung durch den möglichen Wegfall der Vergütung aufgrund eines zu hohen Bodennitratwerts im Herbst mit einer Schlechtschrift von 30 DM/t TS Kompost verbunden. Die auf die Gesamtfläche bezogene Nitratverlagerungsgefahr ist jedoch durch eine 100%ige Kompostverwertung geringer als bei der Ausbringung organischer Düngemittel, da nur 25% der für Wirtschaftsdünger benötigten Fläche beansprucht werden. Gemessen am derzeitigen Verbrauch von Mineral- und Wirtschaftsdüngern in Baden-Württemberg können durch die Kompostausbringung allerdings nur 2,7% beim Stickstoff und 5,3% beim Phosphat ersetzt werden. In Privatgärten und auf Rekultivierungsflächen bestehen wegen der hohen Aufwandmengen, der vorhandenen Nährstoffvorräte im Boden und der um ein Vielfaches über dem Nährstoffbedarf liegenden Nährstoffzufuhr vergleichsweise hohe flächenspezifische Auswaschungsrisiken.

Die energetische Grünabfallverwertung und die Flächenkompostierung verlaufen dagegen abwasserfrei, und bei der Gartenkompostierung versickert das überschüssige Prozeßwasser in den Boden. Bei diesen Verfahren können keine Bewertungen zur Abwasserbelastung vorgenommen werden. Bei der Bio- und Pflanzenabfallkompostierung und der Trockenvergärung können mit Hilfe der Angaben zum Abwasseraufkommen und der Kosten der Abwassermeidung durch eine Überdachung der Anlage oder der Kosten zur Abwasserreinigung die Abwasserbelastungen über den Monetarisierungsansatz beurteilt werden. Die technischen Möglichkeiten zur Abwasserreinigung und die niedrigen Abwasserbehandlungskosten von durchschnittlich 0,70 DM/t FM verleiten dazu, den Abwasseranfall bei der Abfallkompostierung als nachrangigen Bewertungsaspekt einzustufen. Steigende Anforderungen an die Abwasserreinigung könnten dazu führen, daß die Abwasserreinigung zukünftig teurer wird und den Reinigungskosten in Kompostierungs- und Vergärungsanlagen mit 22-27 DM/t FM Abfall zukünftig eine größere Bedeutung beigemessen werden muß als es den gegenwärtigen Kosten entspricht.

Die **Geruchs- und Keimemissionen** gehören zu den Umweltveränderungen, die von räumlich und zeitlich begrenzter Wirkung sind und durch konstruktive, technische und organisatorische Maßnahmen verringert werden können. Die Geruchsemissionen sind mit einer stark subjektiven Beeinträchtigung des menschlichen Wohlempfindens verbunden und lassen sich vergleichsweise sicher über den Vermeidungskostenansatz bewerten. Die Kosten der Geruchsverringerung können wegen dem Zusammenhang zwischen der Geruchs- und Keimkonzentration auch zur Bewertung der Keimbelastung herangezogen werden. Aufgrund fehlender Dosis-Wirkungsbeziehungen und Grenzwerte für Keimbelastungen kann die erhöhte Keimbelastung durch eine getrennte Behandlung organischer Abfälle trotz der Erkenntnis, daß diese bei den mit der Kompostierung Beschäftigten zu einem erhöhten Infektions- und Krankheitsrisiko führen kann, nicht über gesundheitliche Folgewirkungen bewertet werden.

Die Verringerung der Geruchs- und Keimemissionen durch eine Verkürzung der zeitlichen Abstände bei der Abfallerfassung von einem 14tägigen auf einen 7tägigen Sammelrhythmus führt zu einer Erhöhung der Behandlungskosten um rd. 140 DM/t FM. Die Keimbelastung in gekapselten Kompostierungsanlagen kann durch häufigere Luftwechselraten und die Automatisierung des Prozeßablaufes verringert werden. Die Mehrkosten einer gekapselten Anlage im Vergleich zu einer offenen Kompostierungseinrichtung von rd. 100-200 DM/t FM werden in Tabelle 77 nicht berücksichtigt, da diese bereits in den Behandlungskosten enthalten sind. Die Hygienisierungsleistung von Kompostierungs- und Vergärungsverfahren kann im allgemeinen als ausreichend bezeichnet werden, auch wenn im Gegensatz zu einer energetischen Nutzung bestimmte Pathogene, wie z.B. der Feuerbranderreger, nicht inaktiviert werden können. Bei der Flächen- und Gartenkompostierung findet keine nennenswerte bzw. eine von äußeren Witterungsbedingungen abhängige Keimreduktion statt. Eine Kompostentkeimung durch Dämpfungsmaßnahmen kommt angesichts der hohen Kosten nur bei einem Komposteinsatz im Erwerbsgartenbau in Frage, wo phytopathogene Erreger zu großen ökonomischen Verlusten führen können.

Eine **zusammenfassende ökologische Bewertung** der Behandlungswege ist bei den monetarisierten Umweltmerkmalen durch eine Bilanzierung der Gut- und Schlechtschriften möglich. Die gleichrangige Bewertung der monetarisierten Umweltaspekte ohne Berücksichtigung der merkmalspezifischen Vorgehensweise bei der Monetarisierung und der unterschiedlichen ökologischen Bedeutung im Hinblick auf Wirkungsdauer und Schädigungspotential ist ein nicht zu unterschätzender Nachteil dieser Teilaggregation. Zieht man dennoch eine Zwischenbilanz bei den abgeschätzten Kosten zur Vermeidung klimarelevanter Gase, des Flächenverbrauch, zur Abwasserbelastung, zu den Geruchs- und Keimemissionen sowie beim Nährstoffwert ergibt sich eine negative Umweltbewertung von rd. 190 DM/t FM bei der Bio-

abfallkompostierung. Diesem stark negativen Wert steht eine, auf die CO₂-Einsparung zurückzuführende ökologische Gutschrift von rd. 80 DM/t FM Grünabfall bei der energetischen Nutzung von Grünabfällen gegenüber (s. Tab. 77).

Eine Gesamtbewertung des über die Vermeidungskosten erzielten Teilergebnisses mit den Umweltaspekten, die qualitativ beurteilt wurden, ist ohne eine persönliche Gewichtung der in den einzelnen Bewertungsbereichen gemachten Aussagen nur möglich, wenn die aufgezeigten Vermeidungskosten und die auf verschiedenen Bewertungshilfen basierenden qualitativen Angaben sich gegenseitig stützen. Dies ist, wie die stark vereinfachte Darstellung in Tabelle 77 zeigt, nicht möglich, da die Verfahren sowohl Umweltvorteile als auch Umweltnachteile aufweisen, deren jeweilige Bewertung vom Vergleichsmaßstab und der individuellen Wert einschätzung abhängt.

Bei der abschließenden, verbal-argumentativen und von subjektiven Elementen behafteten Bewertung der Behandlungsverfahren werden die nicht monetarisierten Umweltveränderungen anhand ihrer Wirkungskdauer und ihres Wirkungsumfanges bewertet. Die lokal begrenzten und kurzlebigen Geruchs- und Keimemissionen sowie die Abwasserbelastung werden, verglichen mit den langfristig wirksamen, schwer umkehrbaren CO₂-Emissionen und dem irreversiblen Torfabbau, bei der Bewertung mit einem geringeren Bewertungsgewicht versehen. Den Geruchs- und Keimemissionen wird eine untergeordnete ökologische Bedeutung zugemessen, obwohl sie zu den entscheidungsrelevanten Aspekten gehören und maßgeblich die Akzeptanz der betroffenen Bevölkerung gegenüber Kompostierungs- oder Vergärungsanlagen bestimmen.

Die Gartenkompostierung erweist sich im Verfahrensvergleich als das Behandlungsverfahren mit der schlechtesten Umweltbilanz. Zu den wichtigsten Nachteilen zählt die Belastung des Gartenbodens durch die über lange Zeiträume hinweg stattfindende, konzentrierte Beaufschlagung mit hohen, nährstoff- und schadstoffhaltigen Kompostmengen auf nährstoffreichen und schadstoffhaltigen Gartenböden und das unkontrollierte Versickern von organisch und anorganisch belastetem Prozeßwasser unter der Gartenkompostierhilfe. Der Beitrag zur Torfschonung ist wegen des überwiegenden Komposteinsatzes als düngewirksames Bodenverbesserungsmittel gering. Die Belastung der Atmosphäre durch Methan- und Distickstoffoxidemissionen kann möglicherweise größer sein als angenommen.

Die Flächenkompostierung bringt weder bei der CO₂-Minderung noch bei der Torfeinsparung oder im Hinblick auf den Schadstoffeintrag Vorteile. Die gegenüber anderen Verfahren bestehenden ökologischen Pluspunkte bezüglich der Abwasser-, Geruchs- und Keimemissionen

führen zu einer verglichen mit der Gartenkompostierung besseren ökologischen Gesamtbewertung.

Die Bioabfallkompostierung und die Trockenvergärung unterscheiden sich mit Ausnahme ihres Beitrags zur CO₂-Verringerung nur unwesentlich voneinander. Der Eintrag organischer und anorganischer Schadstoffe über Kompost in pflanzenbaulich genutzte Böden wird wegen der mittel- bis langfristig wirksamen, nur schwer umkehrbaren Veränderung der Bodenqualität negativ bewertet. Die Schadstofffracht von Bioabfallkompost kann bei Rekultivierungsmaßnahmen wegen der hohen flächenspezifischen Ausbringungsmengen zu einem bedeutenden Umweltnachteil werden. Bei dem als Rekultivierungssubstrat eingesetzten Kompost ist wegen der gleichzeitig eingebrachten hohen Stickstofffrachten, die mittelfristig zu einer zusätzlichen Nitratbelastung des Grundwassers führen können, auch der Nährstoffwert negativ zu beurteilen.

Die Pflanzenabfallkompostierung steht bei der CO₂-Verringerung zwischen der Bioabfallkompostierung und der Trockenvergärung, erfährt aber wegen der größeren Wahrscheinlichkeit als Torfsubstitut eingesetzt zu werden, eine positivere Bewertung beim Torfsubstitutionspotential. Der Einsatz von Pflanzenabfallkompost anstelle von Torf wird höher bewertet als die CO₂-Einsparung bei der Vergärung, weil es sich beim Pflanzenabfallkompost um das bislang geeignetste Torfsubstitut handelt und eine Verringerung der CO₂-Emissionen auch über andere Maßnahmen möglich ist.

Die Grünabfallverwertung in Biobrennstoffanlagen weist das beste Ergebnis bei der Zwischenbilanz der monetarisierten Umweltveränderungen auf. Gutschriften sind darüber hinaus für die Verringerung der ubiquitären Umweltbelastung durch organische Schadstoffe und Schwermetalle anzusetzen, sofern bei der Verbrennung die Dioxingrenzwerte eingehalten werden können und die gesamte Biomasseasche deponiert wird. Die Umweltvorteile durch die nicht stattfindende Abwasserbelastung und die nur kurz anhaltenden Geruchs- und Keimemissionen sind auf den ggf. durch Trocknungsvorgänge erreichten, hohen TS-Gehalt der verwerteten Grünabfälle zurückzuführen. Aufgrund der hohen erfaßbaren Grünabfallmenge und den bis auf weiteres bestehenden Qualitätsunterschieden zwischen Torf und Kompost wird der Umweltnachteil des entgangenen Torfschonungspotentials bei der energetischen Nutzung von Grünabfällen weniger stark gewichtet als die Vorteile über die CO₂-Einsparung und die Verringerung der ubiquitären Schwermetallverunreinigung.

8. Zusammenfassung der Ergebnisse

Antworten auf die Frage, mit welchen Verfahren nicht vermeidbare Bio- und Grünabfälle behandelt werden sollten, sind aus politischer als auch wissenschaftlicher Sicht von großem Interesse, da gemäß der Technischen Anleitung Siedlungsabfall organikhaltige Abfälle mit mehr als 3% bzw. 5% Glühverlust nach 2005 nicht mehr deponiert werden dürfen. Viele Kommunen stehen nun vor der Notwendigkeit, eine Entscheidung über die Art der Behandlung organischer Abfälle zu treffen, die mit sehr hohen Investitionen verbunden sein kann. In Baden-Württemberg haben sich bislang 17 von 44 Stadt- und Landkreisen zugunsten einer Kompostierung ausgesprochen und diese flächendeckend eingeführt. Weitere zehn Kreise erproben derzeit die Kompostierung in Teilgebieten, die anderen Kommunen sind noch unentschieden.

Das Ziel dieser Arbeit war es, anhand eines systemanalytischen Vergleichs verschiedener stofflicher und energetischer Wege zur Behandlung von Bio- und Grünabfällen zu prüfen, ob die stoffliche Verwertung von Bio- und Grünabfällen technisch-ökonomische Vorteile gegenüber einer energetischen Nutzung besitzt, oder ob sie insgesamt vorteilhafter für die Umwelt ist und ggf. ein ökonomischer Mehraufwand toleriert werden könnte. In dem vorliegenden Verfahrensvergleich wurden die folgenden, zur biologischen Umsetzung organischer Abfälle geeigneten Behandlungsoptionen näher betrachtet:

- die Gartenkompostierung,
- die Verrottung von Grünabfällen auf Ackerflächen (Flächenkompostierung),
- die Pflanzenabfallkompostierung (nur Grünabfälle),
- die Bioabfallkompostierung (Bio- und Grünabfälle) und
- die Bioabfallvergärung mit aerober Nachrotte.

Als Alternative zu den genannten stofflichen Verfahren wurde die energetische Nutzung von Grünabfällen in einer Biobrennstoffanlage mit und ohne Kraft-Wärme-Kopplung betrachtet, da diese ökonomisch vorteilhafter sind und eine höhere Energieausbeute erzielen können als die auf schadstoffhaltige Abfälle ausgelegten Müllverbrennungsanlagen.

Die verfahrenstechnische Eignung, die Kosten und die Umweltbewertung der Behandlungsoptionen sind von der Zusammensetzung und Menge der zu behandelnden Abfallfraktionen abhängig. Da auf Bundesebene eine trennscharfe Abschätzung der regional divergierenden Abfallmenge nicht möglich gewesen wäre, wurden die Abschätzungen zum organischen

Abfallaufkommen beispielhaft für die Verhältnisse in Baden-Württemberg, einem Bundesland mit sehr unterschiedlichen Siedlungsstrukturen und Naturräumen, durchgeführt. Das Ergebnis der Abschätzungen zum Aufkommen an Bio- und Grünabfällen aus dem privaten, gewerblichen und kommunalen Bereich sowie aus der Pflege von Straßen- und Gewässerbegleitflächen und Naturschutzflächen zeigt, daß das zu behandelnde Abfallaufkommen in Baden-Württemberg von derzeit rd. 80 kg FM/(EW·a) auf zukünftig 180 kg FM/(EW·a) anwachsen dürfte, wenn geeignete Erfassungs- und Behandlungsstrukturen aufgebaut werden. Die bei der Landschaftspflege anfallende Biomasse stellt wegen des derzeit bescheidenen Umfangs an Pflegemaßnahmen und den bis auf wenige Ausnahmen funktionierenden landwirtschaftlichen Verwertungsmöglichkeiten eine bislang noch vernachlässigbare Abfallfraktion dar. Dies könnte sich jedoch ändern, wenn die nicht nur in Baden-Württemberg geplante Ausdehnung der Natur- und Landschaftspflege realisiert werden würde. Dann würde die zu behandelnde Menge an Bio- und Grünabfällen mittel- bis langfristig auf bis zu rd. 400 kg FM/(EW·a) ansteigen und fast ein Viertel der gesamten Aufkommensmenge ausmachen (s. Tab. 78).

Tab. 78: Aufkommen und erfaßbare Menge an Bio- und Grünabfällen in Baden-Württemberg

	Strukturschwache Bio- und Grünabfälle		Holzhaltige Grünabfälle	
	<i>Aufkommen</i>	<i>Erfaßb. Menge</i>	<i>Aufkommen</i>	<i>Erfaßb. Menge</i>
Abfallmengen (t FM/a)	3,78 Mio.	1,57 Mio.	318.000	246.000
	<i>davon in % von Gesamt</i>			
Organische Küchenabfälle	20	20	-	-
Grünabfälle von Privatgärten	41	57	16	19
Organische Gewerbeabfälle	2	3	49	44
Kommunale Grünabfälle	8	11	18	21
Grünabfälle von Straßenbegleitflächen	4	6	8	7
Pflegeabfälle von Gewässerbegleitflächen	1	3	9	9
Pflegeabfälle von Naturschutzflächen	2	-	-	-
Pflegeabfälle von Biotopflächen	22	-	-	-

Das Potential zur Vermeidung von Bio- und Grünabfällen ist bescheiden, da es sich bei fast zwei Drittel (61%) des abgeschätzten strukturschwachen Abfallaufkommens um private Bioabfälle handelt. Die Grünabfälle von öffentlichen Grünflächen und aus der Straßen- und Gewässerrandunterhaltung tragen rd. 20% zu der erfaßbaren strukturschwachen Bio- und

Grünabfallmenge bei. Wegen nutzungsbedingten oder ökologischen Bedenken kommt eine natürliche Verrottung der Biomasse am Aufkommensort nicht auf allen Grünpflegeflächen in Frage. Das Beispiel der Straßenbegleitflächenpflege zeigt jedoch, daß nach einer Standortevaluierung eine Reduzierung des Grünabfallaufkommens ohne ökologische Abstriche möglich ist. Durch eine weitere Verringerung der Pflegeintensität und Umstellung auf eine Mulchpflege könnte der Anteil der Grünabfälle, die bei Straßenrandunterhaltung anfallen, um 6% bezogen auf die Gesamtmenge reduziert werden.

Die Abschätzung des verfügbaren Aufkommens an land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen läßt erkennen, in welchen Gebieten die energetische Nutzung organischer Abfälle durch die Mitverbrennung von pflanzlichen Reststoffen sinnvoll ergänzt werden könnte. Der bedeutendste Biomasse-Reststoff ist in Baden-Württemberg das Getreidestroh, das fast 60% des gesamten Reststoffaufkommens in der Land- und Forstwirtschaft ausmacht. Die für energetische Zwecke verfügbare Strohmenge ist mit rd. 180 kg TS/(EW·a) um fast zwei Drittel größer als die erfaßbare Menge an strukturschwachen Bio- und Grünabfällen. Bei den holzartigen Abfall- und Reststoffen ist die Waldrestholzmenge, die verfügbar wäre, wenn die unterlassenen Bestandespflegearbeiten durchgeführt würden, mit 110 kg TS/(EW·a) ebenfalls deutlich größer als die Menge an holzartigen Pflegeabfällen aus dem privaten, gewerblichen und kommunalen Bereich, die nur 20% der Gesamtmenge ausmacht.

Die für ein Bundesland wie Baden-Württemberg durchschnittlichen Mengenverhältnisse von Bio- und Grünabfällen und land- und forstwirtschaftlichen Reststoffen würden eine gemeinsame energetische Nutzung ermöglichen. Bei regionaler Betrachtungsweise zeigt sich jedoch, daß die Verwertung einer Brennstoffmischung aus Stroh und Grünabfällen in dichtbevölkerten Stadt- und Landkreisen aufgrund des Strohmanuels in diesen Gebieten die Ausdehnung des Einzugsgebietes für die Versorgung mit Biobrennstoffen von einer kreisinternen Versorgungsbasis auf ein sich auf Nachbarkreise erstreckendes Einzugsgebiet erfordern würde. In Regionen, die wie z.B. der Ortenaukreis oder der Landkreis Ravensburg über umfangreiche Flächen verfügen, die aus ökologischen oder kulturellen Gründen gepflegt werden müssen, könnte aufgrund der Aufkommensverhältnisse eine Biobrennstoffanlage zur energetischen Nutzung von Landschaftspflegeheu und anderen Grünabfällen in Frage kommen.

Die Betrachtung der chemisch-physikalischen Zusammensetzung der Abfall- und Reststoffe macht deutlich, daß in erster Linie der TS-Gehalt, das C/N-Verhältnis und die Nährstoffkonzentrationen die abfallspezifische Eignung für eine stoffliche oder energetische Nutzung bestimmen. Durch Vermischung mit anderen Abfallarten und verschiedene Konditionierungsschritte können auch weniger geeignete Abfälle an die Anforderungen der Behand-

lungstechnik angepaßt werden. Grünabfälle von privaten und öffentlichen Grünflächen gehören, mit Ausnahme der Laubabfälle und anderer, emissionsseitig stärker schadstoffbelasteter Grünabfälle, zu den Abfallarten, aus denen ein hochwertiger Kompost erzeugt werden kann. Bioabfälle und feuchte Grünabfälle sind wegen ihrer geringeren TS-Gehalte und ihrer Neigung zur Geruchs- und Keimfreisetzung problematische Organikabfälle, die in gekapselten Anlagen kompostiert oder vergärt werden sollten. Eine energetische Nutzung erscheint empfehlenswert, wenn die Grünabfälle hohe TS-Gehalte aufweisen und mit zumutbaren Kosten in eine lager- und transportwürdige sowie verbrennungstechnisch geeignete Form gebracht werden können.

Die Bioabfallkompostierung kann wegen der regelmäßigen Abfallsammlung und der Toleranz des Verfahrens gegenüber unterschiedlichen Organikabfällen fast die gesamte Menge der erfaßbaren Bio- und Grünabfälle verarbeiten. Nur für mikrobiell leicht abbaubare Bioabfälle mit einem niedrigen TS-Gehalt ist die Trockenfermentation technisch besser geeignet als die Kompostierung. Holzartige Abfälle können bei der Bioabfallvergärung und Bioabfallkompostierung nicht bzw. innerhalb der Behandlungsdauer nur unzureichend abgebaut werden, sind aber zur Gewährleistung einer ausreichenden Sauerstoffversorgung bei der Kompostierung bzw. der Nachrotte des Gärrückstandes unentbehrlich. Die Gartenkompostierung ist eine Alternative zur Bioabfallkompostierung, da sie sowohl Bioabfälle als auch Grünabfälle verarbeiten kann. In Baden-Württemberg, das einen vergleichsweise hohen Anteil an Eigenkompostierern hat, werden gegenwärtig ca. 43 % der insgesamt anfallenden Bio- und Grünabfälle in Gartenkompostierhilfen behandelt. Wegen der Beschränkung auf Gebiete mit Ein- und Zweifamilienhausbebauung und auf im Privatbereich anfallende, gut kompostierbare Organikabfälle sind die Anwendbarkeit und Behandlungskapazitäten der Gartenkompostierung begrenzt, weshalb sie mit anderen Verfahren kombiniert werden sollte.

Das verfahrenstechnische Potential zur Behandlung organischer Abfälle ist bei der Pflanzenabfall- und Flächenkompostierung wegen der Begrenzung auf ländlichere Gebiete und hygienisch unbedenkliche Grünabfälle deutlich geringer als bei der Bioabfallkompostierung. Bei der Pflanzenabfallkompostierung kann fast die dreifache Menge an Grünabfällen erfaßt und mikrobiell umgesetzt werden als bei der zeitlich und räumlich begrenzt anwendbaren Flächenkompostierung. Die in Biobrennstoffanlagen potentiell verwertbare Menge an pflanzlichen Pflegeabfällen umfaßt in etwa ein Viertel der in Pflanzenabfallkompostierungsanlagen behandelbaren Menge an Grünabfällen, da die Grünabfälle, die in Biobrennstoffanlagen energetisch verwertet werden, von heu- oder holzartiger Konsistenz sein und ggf. mit Vortrocknung TS-Gehalte von 80-85 % erreichen sollten.

Die Bioabfallkompostierung und die Bioabfallfermentation in gekapselten, vollautomatisch prozeßgesteuerten Anlagen sind die Verfahren, die inklusive der Abfallerfassungskosten und abzüglich der Erlöse aus dem Wärme-, Strom- und Kompostverkauf die höchsten Behandlungskosten verursachen (s. Tab. 79). Die Aufwendungen für die Erfassung und den Transport der Bioabfälle machen fast die Hälfte der Gesamtkosten aus. Die Garten-, Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung sind deutlich kostengünstigere Verfahren zur Behandlung pflanzlicher Pflegerückstände. Dies liegt u.a. daran, daß die Erfassungs- und Transportkosten pro Tonne Grünabfall bei der Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung (40-80 DM/t FM) wesentlich niedriger sind als die Kosten der Biobrennstoffbereitstellung (90-110 DM/t FM) oder der Bioabfallerfassung mit der Biotonne (150-220 DM/t FM). Die energetische Nutzung von heuartigen Grünabfällen kann, ohne Berücksichtigung der Konditionierungskosten, mit einer Kostenunterdeckung von 40 DM/t FM verbunden sein. Wenn beim Wärmeverkauf Preise von 70 DM/MWh erzielt werden können, sind in günstig gelagerten Fällen Erlöse von bis zu 60 DM/t FM Grünabfall möglich. Nach Verrechnung der Bereitstellungskosten würde eine energetische Verwertung von Grünabfällen Zuzahlungen von 40-180 DM/t FM erforderlich machen.

Der Vergleich einiger wichtiger umweltrelevanter Aspekte zeigt, daß die energetische Nutzung von Organikabfällen in Biobrennstoffanlagen mit Vorteilen in der Energie-, Klimagas- und Schadstoffbilanz sowie bei der Abwassermenge verbunden ist. Die Kompostierungsverfahren weisen Umweltvorteile bei der Rückführung pflanzlicher Nährstoffe und organischer Substanzen auf. Außerdem können durch die Kompostierung der gegenwärtig anfallenden Bio- und Grünabfälle in Baden-Württemberg die CO₂-Emissionen im Vergleich zur Deposition um rd. 7% verringert werden. Da die einzelnen Behandlungsverfahren sowohl Umweltvorteile als auch Umweltnachteile besitzen, kann die Gesamtbewertung nicht ohne eine tiefere Betrachtung der bewertungsrelevanten Umweltmerkmale erfolgen. Um zu prüfen, welche Methoden zur Gewichtung der einzelnen ökologischen Aspekte geeignet sind, und inwieweit Unterschiede in den Bewertungsverfahren zu Bewertungsunterschieden oder einer höheren Bewertungssicherheit führen können, wurden verschiedene Ansätze als Bewertungshilfen herangezogen.

Der Wert des Flächenverbrauchs und der Abwasser-, Geruchs- und Keimbelastung und der wiederverwertbaren Nährstoffe und organischen Substanz durch die Kompost- oder Aschenutzung wurde über die Ableitung von Substitutionspreisen ermittelt und der verfahrensspezifische Beitrag zur Verringerung der CO₂-Emissionen anhand von Vermeidungskosten berechnet. Die Aufsummierung dieser monetär bewerteten Umweltaspekte zeigt, daß mit diesem Bewertungsansatz die energetische Nutzung von Grünabfällen in Biobrenn-

stoffanlagen mit rd. 80 DM/t Abfall eine günstigere ökologische Bewertung erfährt als die Garten-, Flächen- und Pflanzenabfallkompostierung, die Bioabfallvergärung oder die Bioabfallkompostierung (s. Tab. 79). Das gute Abschneiden der Biobrennstoffanlage wird bestimmt von dem mit rd. 100 DM/t CO₂ angesetzten Wert für die CO₂-Minderung durch die Einsparung fossiler Energieträger. Bei höheren Grenzkosten der CO₂-Vermeidung von 250 DM pro Tonne nicht freigesetzter CO₂-Äquivalente würde die nach Abzug der Behandlungskosten verbleibende Umweltgutschrift 60-200 DM/t FM Grünabfall betragen. Das schlechte Abschneiden der Bioabfallkompostierung beruht in den hohen Kosten zur Verringerung der Geruchs- und Keimbelastung und in den geringen Nährstoff- und Organikgutschriften.

Tab. 79: Vergleich der verfahrensspezifischen Behandlungskosten

		GAK	FLK	PAK	BAK	BAV	BBA
Behandelbare Menge	kg FM/ (EW·a)	80	40	110	180	90	30
Netto-Behandlungskosten	DM/t FM	60-170	60-130	70-170	280-510	310-560	40-180
Vermeidungskosten	DM/t FM	-3	-5	-25	-190	-150	+80
Kosten insges.	DM/t FM	60-170	70-140	100-200	370-700	460-710	(-40)-100
<small>GAK=Gartenkompostierung, FLK=Flächenkompostierung, PAK=Pflanzenabfallkompostierung, BAK=Bioabfallkompostierung, BAV=Bioabfallvergärung, BBA=Biobrennstoffanlage</small>							

Das Torfsubstitutionspotential und die Veränderungen bei der organischen und anorganischen Schadstoffrückführung wurden anhand von quantitativen und qualitativen Meßblättern bewertet. Zu den eingesetzten Bewertungshilfen gehören der Vergleich der Umweltbelastung der Verfahren mit anderen Prozessen und Produkten, bei welchen die jeweils diskutierte Stoffgruppe ebenfalls emittiert wird, der Vergleich mit bereits vorhandenen Hintergrundgehalten und Schadstoffbelastungen und der Vergleich mit gesellschaftspolitisch tolerierbaren Mengen an Umweltbelastungen, die durch Grenzwerte oder Umweltqualitätsziele konkretisiert sind.

Der Beitrag der Kompostierung zur Schonung der nicht nachhaltig nutzbaren und knappen Torfressourcen in Deutschland ist gegenwärtig nur für kleine Mengen bewertungsrelevant. Dies zeigen auch die niedrigen Marktpreise für Kompost. Zukünftige Erfolge bei der Verbesserung der Kompostqualität könnten jedoch dazu führen, daß durch die Kompostierung der Bio- und Grünabfallmenge in Baden-Württemberg 5-10% des bundesdeutschen Torfverbrauchs substituiert werden könnten. Bei einer landwirtschaftlichen Kompostverwertung fallen die Nährstoff- und Organikvorteile weit weniger ins Gewicht wie die befürchteten, betriebswirtschaftlichen und ökologischen Nachteile aufgrund des Schadstoffgehalts im Kompost.

Bei der Schadstoffbelastung der Komposte zeigen sich mit Ausnahme der Gartenkomposte, die im Schnitt um 17% geringere Gehalte an Cadmium-Äquivalenten aufweisen als die Bioabfallkomposte, nur geringe Unterschiede zwischen den Kompostierungsverfahren. Durch die Anwendung des Gartenkomposts auf insbesondere in städtischen Gebieten vorbelasteten Haus- und Kleingartenböden werden die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung deutlich schneller erreicht als bei einer Bioabfallkompostverwertung auf Ackerflächen. Bei 100%iger Kompostverwertung in der Landwirtschaft würde dort der gesamte Schwermetalleintrag um 8-10% bezogen auf die Summe an Cadmium-Äquivalenten zunehmen. Die flächenspezifische Schwermetallbelastung durch Kompost wäre allerdings um das bis zu 15fache höher als der Schwermetalleintrag über Düngungsmaßnahmen und ca. 12mal höher als der Entzug durch den Anbau von Nahrungs- und Futtermittelpflanzen. Bei einer 100%igen Kompostausbringung in der Landwirtschaft wären 7% der landwirtschaftlichen Fläche betroffen. Die regionale Betrachtung zeigt jedoch, daß in bevölkerungsreichen, flächenarmen Kreisen bei einer internen Kompostverwertung auf bis zu 83% der landwirtschaftlich genutzten Fläche eine Schwermetallanreicherung stattfinden würde. Bei unveränderter Kompostqualität und jährlicher Kompostbeaufschlagung würden, ausgehend von durchschnittlichen Schwermetallgehalten in den Ackerböden Baden-Württembergs, die Bodengrenzwerte erst in einigen bis mehreren hundert Jahren erreicht werden. Die Schwermetallanreicherung im Boden ist ein langsam ablaufender, aber schwer umkehrbarer Prozeß, der nur über viele Generationen hinweg wieder rückgängig gemacht werden kann.

Bei den organischen Schadstoffen führt die Kompostierung ebenfalls zu einer unerwünschten Schadstoffrückführung in den Naturkreislauf und bei den mikrobiell schwer abbaubaren Dioxinverbindungen zu einer Schadstoffakkumulation im Boden, die bei mittlerer Vorbelastung, konstanten Kompostgehalten und jährlicher Kompostausbringung nach vielen hundert Jahren nutzungsrelevant werden würde. Unter der Voraussetzung, daß die gesamte Bio- und Grünabfallmenge kompostiert wird, könnte die relative Bedeutung von Kompost als Schad-

stofftransfervehikel und sekundärer Dioxinemittent in Baden-Württemberg von derzeit 2,6% auf mittelfristig 19% ansteigen. Mit zunehmender Verringerung der Primäremissionen wird jedoch die ubiquitäre Schadstoffbelastung der Bio- und Grünabfälle und damit auch des daraus hergestellten Komposts zurückgehen.

Bei der energetischen Nutzung von Grünabfällen in modernen Biobrennstoffanlagen mit guten Verbrennungsbedingungen kann die in den Stoffkreislauf zurückgegebene Schadstoffmenge durch die Zerstörung der organischen Schadstoffe und die Aufkonzentrierung und Deponierung der Schwermetalle in der Asche deutlich geringer sein als die mit der Biomasse zugeführte Schadstoffmenge. Dieser Vorteil ist dann besonders groß, wenn die Biobrennstoffanlage weniger organische Schadstoffe freisetzt als in den Grünabfällen vorhanden sind und wenn nicht nur die Filter- und Zyklonasche, sondern auch die alkalienhaltige Grobasche deponiert wird.

Eine Gesamtbewertung der über den Vermeidungskostenansatz erzielten Teilergebnisse mit den auf verschiedenen Bewertungshilfen basierenden, qualitativ beurteilten Umweltaspekten ist ohne eine persönliche Gewichtung der in den einzelnen Bereichen gemachten Aussagen nur möglich, wenn die aufgezeigten Bewertungsergebnisse sich gegenseitig stützen. Da dies beim vorliegenden Verfahrenvergleich nicht der Fall ist, wurden bei der abschließenden Abwägung zwischen den verschiedenen, nicht verrechenbaren Umweltbewertungen der Behandlungsverfahren den Umweltveränderungen, die langfristig wirksam und irreversibel oder nur schwer umkehrbar sind und überregionale bzw. globale Bedeutung haben, ein deutlich höheres Gewicht beigemessen als den örtlich begrenzten, kurzlebigen Umweltauswirkungen. Die folgenden Schlußfolgerungen und Handlungsempfehlungen werden deshalb in besonderem Maße von der Klimagas- und Schadstoffbilanz und dem Torfsubstitutionspotential der Behandlungsverfahren bestimmt:

1. Die **Gartenkompostierung** ist das mit Abstand kostengünstigste Verfahren zur Behandlung von Bio- und Grünabfällen und kann in Kombination mit einem ergänzenden Verfahren zu einer wesentlichen Verringerung des Organikanteils im Restabfall beitragen. Der teilweise sehr hohe flächenspezifische Nähr- und Schadstoffeintrag erscheint angesichts der Hintergrundbelastung bzw. Grundversorgung der Gartenböden aus ökologischer Sicht problematisch. Um die Umweltverträglichkeit der Gartenkompostierung sicherzustellen, sollten an eine geförderte Ausdehnung der Gartenkompostierung rechtliche Mindestanforderungen, z.B. in Gestalt einer Nachweispflicht über die Gartengröße und regelmäßiger Boden- und Kompostanalysen, geknüpft werden.

2. Bei der **Flächenkompostierung** ausgewählter Grünabfälle führen die monetär abgeschätzten Umweltauswirkungen zu keiner nennenswerten Veränderung der Behandlungskosten. Auch bei den qualitativ bewerteten Umweltaspekten bestehen, sofern man den Einsparungen beim Abwasseraufkommen und bei den Geruchsemissionen kein besonders großes Bewertungsgewicht beimißt, keine eindeutigen Umweltvorteile. Die Flächenkompostierung könnte sogar eine negative Bewertung erfahren, wenn man das dadurch verschenkte Potential zur Torfeinsparung und die Gefahr einer Verschleppung und Ausbreitung von Pflanzenkrankheiten hoch gewichtet.
3. Die ebenfalls auf Grünabfälle spezialisierte **Pflanzenabfallkompostierung** ist mit etwas höheren Behandlungskosten und Schlechtschriften für die monetarisierten Umwelteffekte verbunden als die Flächenkompostierung. Den Mehrkosten steht im wesentlichen das Torfsubstitutionspotential als Umweltvorteil gegenüber. Wegen der Irreversibilität des Torfabbaus wird dieser Aspekt als besonders wichtig erachtet, auch wenn er angesichts der im Vergleich zu Torf minderwertigen Kompostqualität gegenwärtig nur ansatzweise realisiert werden kann. Die Pflanzenabfallkompostierung zur Erzeugung von Torfsubstituten sollte durch Forschungs- und Entwicklungsarbeiten verbessert werden, weil der Pflanzenabfallkompost aufgrund seiner Herkunft und Eigenschaften am ehesten in der Lage ist, Torf zu substituieren und eine ausreichende Akzeptanz unter den potentiellen Anwendern zu gewinnen.
4. Bioabfälle und feuchte Grünabfälle sollten aus Geruchs- und Hygienegründen in gekapselten Vergärungs- oder Kompostierungsanlagen behandelt werden. Die Bewertung der **Bioabfallkompostierung** hängt entscheidend vom Schadstoffgehalt im Kompost ab, der wiederum von der Qualität der Eingangsstoffe bestimmt wird. Es erscheint daher als empfehlenswert, eine Zulassungsbeschränkung für organische Abfälle zu erlassen, die in Bioabfallkompostierungsanlagen behandelt werden dürfen. Eine Verringerung des Schadstoffgehalts im Sekundärrohstoff Kompost würde zu einer deutlich besseren Bewertung der Organik- und Nährstoffgehalte führen und dazu beitragen, die Bereitschaft der Landwirtschaft, Kompost als Nährstoff- und Humusquelle einzusetzen, zu erhöhen.
5. Die **Bioabfallvergärung** ist unter ökonomischen und umweltökonomischen Gesichtspunkten ähnlich zu bewerten wie die Bioabfallkompostierung. Bei den qualitativ bewerteten Umweltauswirkungen über den Nähr- und Schadstoffeintrag durch Kompost gibt es ebenfalls keine deutlichen Bewertungsunterschiede. Bei der Entscheidung zwischen dem Verfahren der Bioabfallkompostierung und der Trockenfermentation zur stofflichen Behandlung organischer Abfälle wird das Ergebnis von den regionalen Besonderheiten in der Abfallzusammensetzung sowie ggf. bereits vorhandenen Behandlungsanlagen be-

stimmt. In verdichteten Gebieten mit einem hohen Anteil an strukturschwachen, feuchten Bioabfällen dürfte die Vergärung aus verfahrenstechnischen Gründen das zu bevorzugende Verfahren sein, da die Fermentation leicht abbaubarer Bioabfälle mit geringen TS-Gehalten mit einer höheren Biogasausbeute und einer besseren Wertschöpfung verbunden ist.

6. Die **energetische Nutzung** von organischen Abfällen wirkt sich bei Grünabfällen mit hohen TS-Gehalten vor allem wegen der CO₂-Einsparungen insgesamt vorteilhafter auf die Umwelt aus als die Kompostierung oder Vergärung. Weitere Umweltgutschriften können angesetzt werden, wenn die zugeführte Schadstoffmenge durch die Zerstörung der organischen Schadstoffe und die Aufkonzentrierung und Deponierung der Schwermetalle in der Asche geringer ist als die Schadstoffmenge, die in den Stoffkreislauf zurückgegeben wird. Gleichzeitig wird bei der Energiegewinnung aus Grünabfällen die aufgebaute organische Substanz zerstört und ein Teil der Nährstoffe an die Atmosphäre abgegeben. Diese Nachteile beim nachhaltigen Umgang mit Nährstoffen und Humusprodukten und deren Rückführung in den Naturkreislauf können angesichts der aus verfahrenstechnischen Gründen begrenzten Möglichkeiten zur energetischen Verwertung von Grünabfällen als tolerierbar angesehen werden. In Regionen mit umfangreichen Landschaftspflegeflächen und verfügbarem Strohaufkommen sollte die energetische Verwertung von Grünabfällen als kosten- und umweltbezogen interessante Alternative zur Kompostierung erwogen werden, da hier keine umfangreichen Transporte erforderlich sind, um genügend preisgünstigen Biobrennstoff für eine Verbrennungsanlage im MW-Bereich bereitzustellen. Die energetische Verwertung von heuartigen Pflegerückständen steht im Gegensatz zu den holzartigen Pflegeabfällen nicht in Materialkonkurrenz zur Kompostierung. Sie könnte, sofern sie großtechnisch ohne weitere, in dieser Arbeit nicht erfaßte und bewertete Umweltbelastungen sowie Mehrkosten durchführbar ist, bei finanzieller Honorierung der CO₂-Minderung zur Teilvergütung der Landschaftspflege verwendet werden. Wie die Aufkommensschätzungen gezeigt haben, dürfte die geplante Ausdehnung der Landschaftspflege auf längere Sicht zu einem Biomasseanfall führen, der in der Landwirtschaft nicht mehr sinnvoll verwertbar ist, aber einen nennenswerten Beitrag zur Substitution fossiler Energieträger leisten könnte.

9. Literaturverzeichnis

- ABO-RADY, M. u. H. MEYER-STEINBRENNER, 1994: Klärschlammverwertung für die Rekultivierung von Kipprohdböden in den Braunkohlenrevieren Mitteldeutschlands und der Lausitz: Wasser und Boden 4, 58-65
- AG BHW (Arbeitsgemeinschaft Biomasse-Heizkraftwerk, hs beratung GbR Wärmetechnik, D. Pauli GmbH), 1995: Zusammenstellung und Bewertung der Ausschreibungsergebnisse und Festlegung der zu realisierenden Variante. Projekt Biomasse-Heizkraftwerk Schongau-Altenstadt. Bericht 94-02a
- AGRA-EUROPE, 1994: Borchert begrüßt bessere Vergütung für Biomasse-Strom. Agra-Europe 32, Länderberichte, S. 16
- AGRA-EUROPE, 1995: Borkenkäfer beunruhigt die Waldbesitzer Schleswig-Holsteins - Totalfraßfläche beträgt in diesem Jahr 500 Hektar. Agra-Europe 46, Länderberichte 33-34
- AITTOLA, J.P., S. VINIKAINEN u. J. ROIVAINEN, 1989: The Emission of PCDD/F's and Related Compounds from Co-Combustion of RDF with Peat and Wood Chips. Chemosphere 19 (1-6), 353-359
- ALLOWAY, B.J. u. A.P. JACKSON, 1991: The behaviour of Heavy Metals in Sewage Sludge-amended Soils. The Science of the Total Environment 100, 151-176
- AN 1994: Informationen der Firma AN Maschinenbau und Umweltschutzanlagen GmbH, Bremen
- ANDERSSON, S. u. P. HANNEBERG, 1991: New Levy on Nitrogen Oxide Emissions: First Refundable Pollution Charge. ENVIRO 12
- ANONYMUS, 1993: Ökologische Briefe 51/52, S.4
- AUSGLEICHSABGABENVERORDNUNG 1990: Landesregierung Baden-Württemberg (Hrsg.): Ausgleichsabgabenverordnung Baden-Württemberg, Stuttgart
- BAIER, 1994: Persönliche Mitteilungen des Gartenbauamts in Karlsruhe
- BARTH, J., 1991: Qualitätskompost vermarkten. Umwelt 21 (4), 190-193
- BAUER, W. P. u. T. AYRAN, 1992: Technische und bauphysikalische Anforderungen an den Bau von voll eingehausten Bioabfallkompostwerken. In: K. J. Thome-Kozmiensky u. P.A. Scherer: Getrennte Wertstofffassung und Biokompostierung 2. EF-Verlag Berlin, 475-484
- BAUMANN, J. 1988: Anforderungen an die Kompostierung pflanzlicher Rückstände aus der Sicht deutscher Gartenbaubetriebe. Tagungsband des Seminars „Abfallberatung in Hessen“ der Hessischen Landesanstalt für Umwelt am 21.4.1988 in Hofheim am Taunus, 17-21
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, 1992: Die Eigenkompostierung von Bioabfällen - wie aus Abfällen kein Müll wird. Bericht zum Forschungsvorhaben „Eigenverwertung von Bioabfällen“
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM (Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Hrsg.), 1993: Abfallwirtschaft: Hausmüll in Bayern. Bilanzen 1992. Materialien Umwelt & Entwicklung 94
- BECKER, 1986: Nutzung forstlicher Biomasse durch Hackung. Institut für Forstbenutzung und Forstliche Arbeitswissenschaft Universität Freiburg. Abschlußbericht zum EG-Projekt BOS/002/D(B)
- BECKER, G. u. M. FRITSCHÉ, 1992: Schadstoffgehalte von Bankettschäl- und Kehrgut und deren Entsorgung. Forschungsbericht FE-Nr.: 03222 R 901, Münster
- BERZ, 1994: KOMPOGAS-Abfallvergärung (BUHLER). Persönliche Mitteilungen von Herrn Berz zur einstufigen, thermophilen Feststoffvergärungsanlage (mit Nachrotte und Gasverstromung durch ein Blockheizkraftwerk) in Burgberg, Kempten, Landkreis Oberallgäu
- BGA (Bundesgesundheitsamt, Hrsg.), 1986: Richtwerte '86 für Blei Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 29, 22-23
- BGA (Bundesgesundheitsamt), 1992: Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 34, 256-257
- BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.), 1994: Ergebnisübersicht Ringversuch 1993. Analyse von Kompost (1. Auflage), erarbeitet von W. Bidlingmaier W. u. A. Maile. Kompost-Information der Bundesgütegemeinschaft Kompost 223, Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart
- BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost), 1996: Wachsende Kompostberge trotz hoher Akzeptanz. Ökologische Briefe 11, S. 13

- BIALA, J., R. GOTTSCHALL u. H. VOGTMANN, 1994: Kompostierung und landwirtschaftliche Verwertung von BTA-Hydrolyserest aus Bioabfall. In: K. Wiener u. M. Kern (Hrsg.): Grundlagen und Verfahren der Anaerobtechnik. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, 61-99
- BIBO, J. u. R. SIEBER, 1987: Hessisches Schadstoffuntersuchungsprogramm - Schwermetalluntersuchungen in Hessischen Kleingärten 1984-1985. Hessisches Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Landentwicklung (Hrsg.) IfB - Landwirtschaftliche Fachinformation 35, Kassel
- BIDLINGMAIER, W. u. J. MUSKEN, 1993: Emissionsgeschehen in Behandlungsanlagen für Bio- und Restabfall. In: BMFT-Statusseminar „Neue Techniken zur Kompostierung“. Tagungsband, 101-120-
- BIEDERMANN, F., 1994: Stoffflüsse der Nährstoffe und Schwermetalle in Biomasseheizwerken: Die Bilanzierung Brennstoff - Asche - Rauchgas. In: I. Obernberger (Hrsg.): Sekundärrohstoff Holzasche. Tagungsband zum Symposium am 15./16.9.94 an der TU Graz, 47-69
- BIEHLER, M. J. u. R. NUDING, 1995: Vergleich verschiedener Verfahren zur Verwertung von Bio- u. Grünabfällen auf kommunaler Ebene. EntsorgungsPraxis 7/8, 24-32
- BIENROTH, S., K.-J. FISCHER u. R. PRAETZEL, 1995: Die Gebühren für Müll und Abfall in Baden-Württemberg - Kurzdarstellung der Ergebnisse und Befragung 1995. Müll und Abfall 10, 685-691
- BIMSCHV, 1., 1988: Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes vom 15.07.1988. BGBl I, Nr. 34, 1059
- BIMSCHV, 17., 1990: Siebzehnte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes - Verordnung über Verbrennungsanlagen für Abfälle und ähnliche brennbare Stoffe. 17. BImSchV. BGBl I, 2545-2553
- BLESSING, R., W. FRENKLER u. G. WISSMANN, 1991: Dioxin-Emissionen aus Feuerungsanlagen. Brennstoff-Wärme-Kraft 43, E34-48
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten), 1992: Referentenentwurf der Düngemittel-Anwendungsverordnung vom 16.4.1992
- BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hrsg.), 1994: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1993 (38 Jg.). Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg.), 1992: Bericht gemäß Artikel 17 der EG-Richtlinie 86/278/EWG über die Klärschlammverwertung in der Bundesrepublik Deutschland. Informationen des Bundesumweltministeriums, 12 S.
- BNL STUTTGART (Bezirkstelle für Naturschutz und Landschaftspflege), 1993: Persönliche Mitteilungen der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege, Stuttgart
- BÖBLINGEN, 1994: Abfallwirtschaftsbetrieb des Landkreises Böblingen und Landratsamt Böblingen (Hrsg.): Das Kompostwerk Leonberg: Garantie für Qualität. Informationsbroschüre, 27 S.
- BOGUSLAWSKI, E. von, 1988: Die Wirkung der jährlichen Verteilung der Stallmistdüngung auf die Ertragsbildung und Faktoren der Bodenfruchtbarkeit VDLUFA-Schriftenreihe 28, 413-430
- BONN, B., 1993: N₂O-Emissionen bei Wirbelschichtfeuerungen. In: VDI-Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.): Wirbelschichtfeuerungsanlagen - Entwicklungen, Erfahrungen, Perspektiven. VDI-Berichte 1081, 103-115
- BOXBERGER, J. u. M. HELM, 1992: Aspekte der Rückführung des kompostierbaren Anteils der Haushaltsabfälle auf landwirtschaftliche Flächen. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Biologische Verwertung und Behandlung organischer Haushaltsabfälle. Schriftenreihe 116, 25-37
- BOYSEN, P., 1992: Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln - Literaturauswertung und Analysen. UBA-Texte 55, 54 S.
- BREITENSTEIN, J. u. B. KRIEGER, 1993: Untersuchungen zur Schnittgutverwertung - Teil III: Erhebung und Bewertung der anorganischen Schadstoffbelastung. Bundesanstalt für Straßenwesen, AP- Nr. 88607, Bergisch-Gladbach
- BRODERSEN, K., 1990: Anorganische Nebenbestandteile mit potentieller toxischer Wirkung in mineralischen und organischen Düngemitteln. Diplomarbeit. Fachbereich Pflanzenernährung der CAU Kiel
- BRÖKER, G., K.-J. GEUEKE, E. HIESTER u. H. NIESENHAUS, 1994: Emissionen von PCDD/F aus Hausbrandfeuerungen. Staub-Reinhaltung der Luft 54, 283-288
- BRUGGER, G., 1991: Anwendung von Kompost. Humuslieferant und Nährstoffträger. In: Bioabfallkompostierung. Symposium des Umweltministeriums Baden-Württembergs u. der LG-Stiftung Natur u. Umwelt der Landesgirokasse Stuttgart v. 26.3.91, 95-104

- BRÜMMER, G., 1985: Schwermetalle von Gartenböden der Stadt Kiel sowie Gartenböden dörflicher Bereiche. Bericht an das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig -Holstein
- BRÜNE, H., 1988: 100 Jahre VDLUFA. Bodenfruchtbarkeit - Rückblick und Ausblick. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongreßband, Teil 1
- BRUNNER, W. u. M. PROLL, 1991: Der Wamsler Thermo Prozessor: Ein zukunfts-sicherer Weg zur schadstoffarmen Verbrennung. VDI-Berichte 922, 247-257
- BRUNS, C., R. GOTTSCHALL, C. SCHULER u. H. VOGTMANN, 1989: Phytohygiene. In: Tagungsband „1. Witzenhäuser Abfalltage“, Bd. 1, 243-252
- BRV, 1994: Informationen der BRV Technologie-Systeme AG/SA, Schweiz.
- BUHLER, 1993a: Informationen der Firma Bühler GmbH, Braunschweig
- BUHLER, 1993b: KOMPOGAS - ein Verfahren zur Vergärung biogener Abfälle. Standardprojekte in Modulbauweise, 19 S.
- BÜHLER, 1994: Bioabfallvergärungsanlagen von Bühler. Informationsschrift der Bühler AG, Uzwil/SG, Schweiz
- BÜKER, D., H. GÜNTHER u. A. KOMODROMOS, 1994: Kompostierung. Ein Geschäftsfeld mit Chancen. Müll und Abfall 8, 453-463
- BUMPUS, J.A. u. D. AUST, 1987: Biodegradation of Chlorinated Organic Compounds by Phanerochaete Chrysosporium, a Wood-Rotting Fungus. In: J.H. Exner (Hrsg.): Solving Waste Problems Learning from Dioxins. American Chemical Society, Washington, 340-349
- BUNDESTAGSDRUCKSACHE, 1992: Bericht der Bundesregierung zur Entschließung des Bundestages zur Aufstellung einheitlicher Bewertungskriterien für Umweltbelastungen mit Dioxinen und Furanen. Bundestagsdrucksache 140 v. 8.1.92, Bonn
- BÜRINGER, H., 1995: Emissionen klimarelevanter Gase in Baden-Württemberg. Baden-Württemberg in Wort und Zahl 2, Statistisches Landesamt Stuttgart, 57-64
- BUTZKAMM-ERKER, R., 1991: Organische Schadstoffe in Klärschlamm, Boden und Pflanzen. Wasser und Boden 5, 295-298
- BUWAL (Bundesamt für Umweltschutz), 1990: Bundesamt für Umweltschutz, Wald und Landschaft (Hrsg.): Energie aus Heizöl oder Holz? Eine vergleichende Umweltbilanz. Schriftenreihe Umwelt 131, BUWAL, Bern, Schweiz, 118 S.
- BUWAL (Bundesamt für Umweltschutz), 1991: Bundesamt für Umweltschutz, Wald und Landschaft (Hrsg.): Oekobilanz von Packstoffen, Stand 1990. Schriftenreihe Umwelt 132, BUWAL, Bern, Schweiz, 167 S.
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 1993: Dioxinmissionen von Holzfeuerungen. Schriftenreihe Umwelt 208, 55 S.
- BWI (Bundeswaldinventur), 1992: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.): Bundeswaldinventur (BWI) 1986-1990. Bd. 1: Inventurbericht und Übersichtstabellen und Bd. 2: Grundtabellen (Gebietsstand vor dem 3.10.90)
- CHANDLER, J.A., W.J. JEWELL, J.M. GOSSETT, P.J. VAN SOEST u. J.B. ROBERTSON, 1980: Predicting Methane Fermentation Biodegradability. Biotechnol. Bioenergy Symposium 10, 93-108
- CHRIST, O., K. NIEDERMEYER u. P. WILDERER, 1994: Biostabilisation Process of the Modell Kaufbeuren. Proc. 7 Internat. Symposium on Anaerobic Digestion. Poster Reprints. Cape Town, South Africa, RSA Litho Lfd, 128-131
- CHYNOWETH, D.P. u. D.E. JERGER, 1985: Anaerobic Digestion of Woody Biomass. In: Devel. Industr. Microbiology, Chapter 14, 235-246
- CRÖSSMANN, G. u. M. WUSTEMANN, 1995: Belastungen in Haus- und Kleingärten durch anorganische und organische Stoffe mit Schädigungspotential - Sachstands-dokumentation. UBA-Texte 11, Umweltbundesamt Berlin, 137 S.
- CRÖSSMANN, G., 1988: Schwermetalle in Böden des Kreises Recklinghausen. Kreis Recklinghausen (Hrsg.) Abschlußbericht
- DELSCHEN, Th., 1992: Umweltverträglicher Einsatz von Abfallkomposten. LÖLF-Mitteilungen 4, 45-48
- DELSCHEN, Th., 1994: Beurteilung von PAK und PCB in Kulturböden. Wasser und Boden 1, 54-59
- DIEZ, Th. u. H. WEIGELT, 1980: Zur Düngewirkung von Müllkompost und Klärschlamm. Landwirtschaftliche Forschung 33, 47-66
- DIEZ, Th. u. M. KRAUSS, 1992: Schwermetallgehalte u. Schwermetallanreicherung in landwirtschaftlich genutzten Böden Bayerns. Landwirtschaftl. Jahrbuch 69, 343-355
- DINTER, St. u. K. MORITZ, 1987: Untersuchungen zur Schnittgutbeseitigung. Teil 1: Erhebung der Schnittgutmengen, der Art der Entsorgung und der Kosten bei den Meistereien des LV Rheinland. Bundesanstalt f. Straßenwesen, Berg.-Gladbach, 28 S.
- DIOXINERLASS, 1992: Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg.): Richtwerte und Handlungsempfehlungen zur Bodennutzung. Dioxinerlaß des Ministeriums für Umwelt Baden-Württemberg vom 22.1.92, Az. 44-8810.30

- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.), 1994: Verwertung von Bioabfall und Grüngut in der Praxis. Management und Technik 5, 29 S.
- DOEDENS, H., 1982: Gartenabfälle - ein wenig beachteter Bestandteil des Hausmülls. Müll und Abfall 3, 53-59
- DOEDENS, H., H. BOGON u. K.E. KIRSCHNER, 1994: Ist die Zentralisierung der mechanisch-biologischen Vorbehandlung u. Ablagerung von Siedlungsabfällen sinnvoll? Müll und Abfall 9, 574-590
- DRANCO, 1993: Informationen der Firma O.W.S. Organic Waste Systems n.v., Gent, Belgien
- DREINER, K., A. FRÜHWALD, J.-G. KÜPPERS, J. SCHWEINLE u. C. THOROE, 1994. Holz als umweltfreundlicher Energieträger. Eine Nutzen-Kosten-Rechnung. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaften, Heft 432, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 912 S.
- DURTH, I., 1995: Verwertung und Entsorgung von Bankettschälgut. Abfallwirtschafts-Journal 7, 159-161
- EINZMANN, U., 1992: Organische Schadstoffe im Bioabfallkompost und deren Veränderung während des Rotteprozesses. Diplomarbeit Fachbereich Ökologische Umweltsicherung, Witzenhausen, Gesamthochschule Kassel
- ELLENBERG, H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen (4. Auflage). Stuttgart, 989 S.
- ELLINGHAUS, R., 1990: Schwermetallgehalte in Böden und Komposten aus hessischen Kleingärten. In: VDLUFA (Hrsg.): Landwirtschaft im Spannungsfeld von Belastungsfaktoren und gesellschaftlichen Ansprüchen, Kongressband, VDLUFA-Schriftenreihe 32, 769-775
- EMBERGER, J., 1993: Kompostierung und Vergärung. Bioabfall, Pflanzenabfall, organische Produktionsrückstände. Vogel Buchverlag, 174 S.
- EWERS, U., L. VIERECK u. J. HERGET, 1994: Bestandsaufnahme der vorliegenden Richtwerte zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen und synoptische Darstellung der diesen Werten zugrundeliegenden Ableitungskriterien u. -modelle. UBA-Texte 35
- FACHVEREINIGUNG BAYERISCHER KOMPOSTHERSTELLER e.V., 1993: Güte- und Prüfbestimmungen, 11 S.
- FALKENBERG, H., 1990: Die Situation der niedersächsischen Torfwirtschaft und ihre Rohstoffreserven. In: Niedersächsische Akademie der Geowissenschaften (Hrsg.): Moor und Torf in Niedersachsen
- FALKENBERG, H., 1994: Standpunkt und Ausblick. Verwendung und Vermarktung von Kompost in Produkten der deutschen Torf- und Humuswirtschaft. In: Das braune Gold. RHINO-Fachtagung zur Vermarktung v. Kompost u. Kompostprodukten, 32-42
- FEICKERT, U. u. J. KOPPEL, 1996: Können (fiktive) Wiederherstellungskosten von Biotopen plausibel und zuverlässig ermittelt werden? Natur und Landschaft, 71. Jg. (2), 51-58
- FIEDLER, H. J. u. H. J. RÖSSLER, 1993: Spurenelemente in der Umwelt (2. Auflage). Schriftenreihe Umweltforschung, Gustav Fischer Verlag Jena, 385 S.
- FIEDLER, H., 1994: Neubildung von Dioxinen während des Kompostierungsprozesses. Beitrag zum LAGA-Workshop vom 17.-18.2.1994. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten Wiesbaden
- FIEDLER, H., H. FRICKE u. H. VOGTMANN, 1994: Die Bedeutung polychlorierter Dibenz-p-dioxine und polychlorierter Dibenzofurane (PCDD/F) in der Abfallwirtschaft. Organohalogen Compounds 17, Ecoinforma Press, Bayreuth
- FIRUS, S. u. A. BELTER, 1995: Kontinuierliches Aufnehmen und energiesparendes Zerkleinern von Restholz. In: CIGR IV, Energy and Agriculture, Paper 8, 1-8
- FISCHER, P., 1987: Qualität und Verwendung von Kompost aus Grünrückständen. Sonderdruck aus „Das Gartenamt“, 36 Jg. (1), 84-87
- FISCHER, P. u. M. JAUCH, 1988: Kompostierung von Grünrückständen. Ergebnisse aus dem Entwicklungsauftrag "Ersatzprodukte für Torf durch Kompostierung pflanzlicher Materialien". Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, Materialien 49
- FISCHER, P., 1991: Verfahren zur Kompostierung von Grünrückständen aus Gärten und von Böschungsmähgut. TASPO-Magazin 5, 6-11
- FISCHER, P. u. M. JAUCH, 1991: Grüngutkompost - Inhaltsstoffe und Stofffrachten. VDLUFA-Schriftenreihe 33, 751-756
- FRANKE, B., 1992: Vergleich der Auswirkungen verschiedener Verfahren der Restmüllbehandlung auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit. Forschungsauftrag für das Ministerium für Umwelt in Baden-Württemberg. Heidelberg, 143 S.
- FRANKEN, H., 1985: Einfluß der Landbewirtschaftung auf die Humusversorgung. VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband

- FRANKEN, H. u. E. HURTMANN, 1985: Der Einfluß langjähriger Düngungsmaßnahmen auf die Dynamik der Bodenstruktur. Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde 148, 159-168
- FRECHEN, F.-B. u. J.K. KETTERN, 1995: Abfallentsorgung und Geruchsemissionen. Teil II: Minderungsmaßnahmen. EntsorgungsPraxis 3, 40-43
- FREEMANN, R.A. u. I.M. SCHROY, 1985: Environmental Mobility of TCDD. Chemosphere Vol. 14 (6/7), 837-876. Zitiert in: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.), 1990: Stellenwert der Hausmüllverbrennung in der Abfallentsorgung. Bericht des Umweltbundesamtes, Bonn, 67 S.
- FRICKE, K., 1988: Grundlagen zur Bioabfallkompostierung. Dissertation an der GhK - Universität Kassel, Verlag Die Werkstatt, Göttingen
- FRICKE, K., H. VOGTMANN, J. JAGER u. M. WILKEN, 1989: Organische Schadstoffe in Bioabfallkomposten. Müll und Abfall 9, 472-481
- FRICKE, K. u. N. NIESSEN, 1990: Zitiert in: K. Fricke u. T. Turk: Stand und Stellenwert der Kompostierung in der Abfallwirtschaft. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. M.I.C Baeza Verlag, Witzenhausen, 13-95
- FRICKE, K., W. PERTH, L. MIELKE, U. SCHRIDDE u. H. VOGTMANN, 1990: Rottesteuerung und Qualitätssicherung. In: K. Fricke, T. Turk u. H. Vogtmann: Grundlagen der Kompostierung, 21-109
- FRICKE, K. u. T. TURK, 1991: Stand und Stellenwert der Kompostierung in der Abfallwirtschaft. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. M.I.C Baeza Verlag, Witzenhausen, 13-95
- FRICKE, K., N. NIESSEN, T. TURK, H. VOGTMANN u. H.-O. HANGEN, 1992a: Situationsanalyse Bioabfall 1991 - Teil 1: Müll und Abfall 8, 533-552
- FRICKE, K., N. NIESSEN, T. TURK, H. VOGTMANN u. H.-O. HANGEN, 1992b: Situationsanalyse Bioabfall 1991 - Teil 2: Müll und Abfall 9, 649-660
- FRICKE, K., 1994: Polychlorierte Dibenzop-dioxine und polychlorierte Dibenzofurane bei aeroben und anaeroben Behandlungsprozessen - Belastung und Dynamik. Beitrag zum LAGA-Workshop vom 17.-18.2.1994. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Wiesbaden
- FUCHS, C., B. JENE, B. MURSCHEL u. J. ZEDDIES, 1995: Bilanzierung klimarelevanter Spurengase CO₂ u. N₂O sowie Möglichkeiten der Emissionsminderung im Ackerbau. Agrarwissenschaften 44 Jg. (4/5), 175-190
- FÜHR, F., B. SCHEELE u. G. KLOSTER, 1985: Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung (organische Stoffe). VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband, 73-84
- FVA, 1993: Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (Hrsg.): Der Wald in Baden-Württemberg im Spiegel der Bundeswaldinventur 1986-1990. Ergebnisse der Ersterhebung, 180 S.
- GAEDKE, J., 1992: Handbuch des Friedhofs- und Bestattungsrechts. In: K.-H. Funck: Behandlung von Friedhofsabfällen - kommunale Steuerungsmöglichkeiten zur Lenkung von Stoffströmen - Erfahrungen der Stadt Gießen. Vortragsmanuskript, S.50
- GALLENKEMPER, B. u. H. DOEDENS, 1993: Getrennte Sammlung von Wertstoffen des Hausmülls. Abfallwirtschaftliche Grundlagen und ausgewählte Verfahren der getrennten Sammlung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 65 (2. Auflage), Erich Schmidt Verlag
- GASIUNAS, V., J. FLECKENSTEIN u. E. SCHNUG, 1995: Einfluß von Klärschlammapplikationen auf den Schwermetallgehalt litauischer Böden. Landbauforschung Völkerode 45 (1), 1-3
- GOSCH, A., 1993: Verfahrenstechnische Grundlagen der Biogaserzeugung. Fachtagung „Biogas - Nutzungsmöglichkeiten f. Baden-Württemberg am 14.6.93; Stuttgart, 14-27
- GOTTSCHALL, R. Chr. BRUNS u. H. VOGTMANN, 1991: Pflanzenbauliche Verwertung v. Bioabfall- u. Grünabfallkomposten. Umwelt-Technologie 1, GIT-Verlag, 5-12
- GOTTSCHALL, R., 1991: Möglichkeiten und Grenzen des Komposteinsatzes in Blumen-erden und Substraten. Deutsche Friedhofskultur 82/6, 208-212
- GOTTSCHALL, R., R. RECHT u. H. VOGTMANN, 1994: Kompostierung biologisch abbaubarer Werkstoff (BAW). RHINO-Fachkongreß Bioabfallmanagement'94, Köln, Tagungsband, 514-538
- GÖTZ, K., 1992: Marktstudie zur langfristigen Sicherung des Absatzes von niedersächsischen Komposten. Auszüge aus dem Gutachten des Niedersächsischen Umweltministeriums, 124 S.
- GRANTZAU, E., 1992: Ansprüche des Garten- und Landschaftsbaus und des Erwerbsgartenbaus an die Kompostqualität. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 437-464

- GRASSL, H., 1995: Die Klimadebatte - Bestätigung, aber erhöhte Komplexität. *Energiewirtschaftliche Tagesfragen*, 45 Jg. (172), 40-44
- GRONAUER, A., 1991: Problematik der Kompostierung von organischem Hausmüll. In: Tagungsband zum Statusseminar Kompostierung landwirtschaftlicher und nichtlandwirtschaftlicher organischer Reststoffe. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Gelbes Heft 46, 39-44
- GRUPE M. und E. PLUQUET, 1990: Zur Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen aus geogen und anthropogen angereicherten Böden. In: VDLUFA (Hrsg.): *Landwirtschaft im Spannungsfeld von Belastungsfaktoren und gesellschaftlichen Ansprüchen*, Kongressband 1990, VDLUFA-Schriftenreihe 32, 815-820
- GÜNTHER, J. 1994: Substitution von Torf durch Kompostprodukte? Verarbeitung von Kompost in Substraten und Blumenerden. In: *Das braune Gold. RHINO-Fachtagung zur Vermarktung von Kompost und Kompostprodukten*, 177-198
- HAAG, R. u. N. DAWIDOWSKY, 1994: Bestimmung der Gehalte an PCDD/F und PCB in Bioabfallkomposten. *WLB (Wasser, Boden, Luft)* 10, 86-88
- HADDERS, G., 1995: Spring Harvest of Grass for Combustion. In: *CIGR IV, Energy and Agriculture*, Paper 6, 1-7
- HAIMER, 1995: Mitteilung der Maschinenbaufirma Haimer. *Agra-Europe* 5, Länderberichte 52-53
- HANGEN, H. O. u. S. FEINDLER, 1993: Die Kompostierung boomt. *Müll und Abfall* 7, 537-544
- HANGEN, H. O., 1993: Kompostproduktion heute und in Zukunft. In: 47. Informationsgespräch in Ludwigshafen „Sicherung des Kompostabsatzes durch Qualität“, Schriftenreihe der ANS e.V. 24, Bad Kreuznach, 15-27
- HARTMANN, H. u. A. STREHLER, 1995: Die Stellung der Biomasse im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energieträgern aus ökologischer, ökonomischer und technischer Sicht. *Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe*, Bd. 3. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 396 S.
- HAUKE, H., H. STOPPLER-ZIMMER u. R. GOTTSCHALL, 1994: Die Mischung macht's. Produktentwicklung auf Kompostbasis. In: *Das braune Gold. RHINO-Fachtagung zur Vermarktung von Kompost und Kompostprodukten*, 156-179
- HEIN, K.R., G. HEIN, A. KICHERER, M. ANGERER u. H. SPLIETHOFF, 1994: Biomasseverbrennung - Stand der Technik. In: *Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hrsg.): Thermische Nutzung von Biomasse - Technik, Probleme und Lösungsansätze. Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe*, Bd. 2 (Tagungsband), 119-135
- HEINING, K., B. WIESE u. R. STEGMANN, 1993: Weitergehende Elimination von Gerüchen aus Kompostwerken. In: UBA (Hrsg.): *BMFT-Statusseminar „Neue Techniken zur Kompostierung“*, Tagungsband, 135-153
- HELLEBRANDT, J. 1993: Grünlandökosysteme. *Landtechnik* 48 (12), 655-657
- HELLMANN, B., 1995: Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen. *Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.): Initiativen zum Umweltschutz* 2, Zeller Verlag Osnabrück, 63 S.
- HELLMANN, H., 1982: Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe in Acker- und Waldböden und ihr Beitrag zur Gewässerbelastung. *Deutsche Gewässerkundl. Mitteilungen* 26, 63-69
- HERHOF, 1993: Grunddaten der Planung von Kompostierungsanlagen mit Herhof Rotteboxen. Schriftliche Informationen der Firma Herhof Umwelttechnik GmbH, Solms-Niederbiehl
- HERMS, U. u. G.W. BRÜMMER, 1984: Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Zeitschrift Pflanzenernährung u. Bodenkunde* 147, 400-424
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT, 1988: Die Kompostierung pflanzlicher Rückstände aus Gärten und Parkanlagen. *Schriftenreihe Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz* 62
- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, Energie und Bundesangelegenheiten, 1991: *Luftreinhalteplan Rhein-Main-Gebiet, 1. Fortschreibung*
- HILGER, W., 1994: Eigenkompostierung im Landkreis München, Bayern, Stand März 1994. *Müll und Abfall* 8, 532-533
- HMLF (Hessisches Ministerium für Landwirtschaft und Forsten, Hrsg.), 1988: Bericht zur Schwermetall-Situation landwirtschaftlich genutzter Böden. *Die kleine Hessen-Bibliothek. Erkenntnisse und Einblicke*
- HOCHREIN, P., 1994: Aufbereitung und Vergärung von Industrie-, Gewerbe- und Bioabfällen - Erfahrungsberichte. *RHINO-Fachkongreß Bioabfallmanagement '94*, Köln, Tagungsband, 375-413
- HOFFMANN, G., W. SCHOLL u. A. TRENKLE, 1989: Schadstoffbelastung von Böden durch den Kraftfahrzeugverkehr. *Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg*, Band 19

- HOFMANN, 1995: Mündliche Mitteilungen von Herrn Hofmann, WABULU zum Thema Luftkeime und Kompostierungsanlagen
- HOLMGARD, P. u. A. EL'KHOLY, 1993: Biomasetechnologie in Heizkraftwerken in Dänemark. VGB Kraftwerkstechnik 73, Heft 5, 429-432.
- HOLZNER, H. u. P. RUCKENBAUER, 1994: Pflanzenbauliche Aspekte einer Holzascheausbringung auf Acker- und Grünland. In: I. Obernberger (Hrsg.): Sekundärrohstoff Holzasche. Tagungsband zum Symposium am 15./16.9.94 an der TU Graz, 91-111
- HROSS, W. u. E. SCHMIDT, 1994: Den Holzweg verlassen. Bislang deponiertes Abfallholz läßt sich stofflich und thermisch nutzen. Müllmagazin 3, 54-59
- HÜLSTER, A., 1994: Transfer von polychlorierten Dibenzop-dioxinen und Dibenzofuranen (PCDD/PCDF) aus unterschiedlich stark belasteten Böden in Nahrungs- und Futterpflanzen. Dissertation an der Universität Hohenheim. Verlag Ulrich E. Grauer Stuttgart, 203 S.
- HÜLSENBERGEN, K.-J., K. RAUKE, H. SCHARF u. H. MATTHIES, 1992: Langjähriger Einfluß kombinierter organisch-mineralischer Düngung auf Ertrag, Humusgehalt und Stickstoffverwertung. Kühn-Archiv 86, 11-24
- HUTZINGER, O., M.J. BLUMICH, M.v.d. BERG u. K. OLIE, 1985: Sources and Fate of PCDDs and PCDFs: An Overview. Chemosphere 14, 581-600
- HUTZINGER, O., H. FIEDLER u. M. ZIEGLER, 1989: Stoffverhalten von Polychlorierten Dibenzodioxinen und Dibenzofuranen in der Umwelt unter besonderer Berücksichtigung der Altlastenproblematik. LfU Baden-Württemberg
- INNENMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1991: Grün an Straßen. Ökologische Pflege der Straßenböschungen in Baden-Württemberg. Schriftenreihe der Straßenbauverwaltung des Innenministeriums Baden-Württemberg 3
- INTECUS (Ingenieurgesellschaft für technischen Umweltschutz mbH), 1993: Fachtechnische Begleitung des Abfuhrsystemtestes zur Einführung der Biotonne in Köln. Endbericht Projektnummer 91-2-01, 181 S.
- INVESTERL, 1993: Investitionserleichterungs- u. Wohnbaulandgesetz. Gesetz zur Erleichterung von Investitionen und der Ausweisung und Bereitstellung von Wohnbauland vom 22.04.93. BGBl I Nr. 16 vom 28.04.93, 466-489
- JAGER, E., J. GAUBE u. H. RÜDEN, 1991: Mikrobielle Aspekte bei Sammlung, Lagerung und Transport von Haushalts- und Haushaltsnaßabfällen. In: AbfallwirtschaftsJournal 3, 188-193
- JAGER, E., 1993: Hygiene im Umfeld von Kompostierungsanlagen - Emissionen von Mikroorganismen. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Bioabfallkompostierung. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 289-343
- JAGER, J., 1991: Qualitätskriterien von Kompost. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. M.I.C. Baeza-Verlag Witzenhausen, 455-467
- JAUCH, M., 1992: Grüngutkomposte für Gehölz- und Staudenbestände. Garten Praxis, Ulmers Pflanzenmagazin 10/92, 25-27
- JERIS, J.S. u. R.W. REGAN, 1973: Controlling Environmental Parameters for Optimum Composting. Comp. Sci., Jan.-Febr., 10-15
- JOCKEL, W. u. D. KORBER, 1994: Dioxin- und Furanbilanzierung bei Klärschlammverbrennungsanlagen. UBA-Forschungsbericht 10320102. Institut für Umweltschutz und Energietechnik, TÜV Rheinland, Köln, 109 S.
- JONECK, M. u. R. PRINZ, 1994: Hintergrundbelastung bayerischer Böden mit organischen Problemstoffen. GLA-Fachberichte 12. Bayerisches Geologisches Landesamt, München, 55 S.
- JUNG, 1993: Persönliche Informationen von Herrn Jung, Neckarwerke GmbH
- JUNG, G., 1991: Stellenwert und Umsetzung der Bioabfallkompostierung in Rheinland-Pfalz. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 111-121
- KALTSCHMITT, M. u. S. BECHER, 1994: Biomassenutzung in Deutschland - Stand und Perspektiven. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.): Thermische Nutzung von Biomasse - Technik, Problem und Lösungsansätze. Tagungsband Stuttgart vom 14./15.04.1994. Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe, Band 2, 9-25
- KALVELAGE, M., 1992: Schwermetallbilanz der anaeroben Behandlung von Biomüll nach dem BTA-Verfahren. Diplomarbeit am Fachgebiet Abfallwirtschaft der TU Berlin
- KASPER, B. u. J. HAHN, 1995: Stoffumwandlung und Energiebilanz für Biofestbrennstoffe aus Landwirtschaft und Landschaftspflege. In: CIGR IV, Energy and Agriculture, Paper 5, 1-9
- KAULE, G., 1986: Arten- und Biotopschutz. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 461 S.
- KAUTZ, O. u. M. NELLES, 1995: Behandlung des Überschußwassers aus der Naßfermentation von Bioabfällen. In: K. J. Thome-Kozmiensky (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung. EF-Verlag, Berlin, 517-545

- KAYHANIAN, M., K. LINDENAUER, S. HARDY u. G. TCHOBANOGLIOUS, 1991: The Recovery of Energy and Production of Compost from the OFMSW Using the Combined Methods of High-Solids Anaerobic Digestion and Aerobic Composting. Final Report for California Prison Industry Authority
- KAYSER, R., 1993: Umweltverträglichkeits- und Kostenrechnungen der Sickerwasserbehandlung. Korrespondenz Abwasser 3
- KEHRES, B. u. H. VOGTMANN, 1988: Qualitätskriterien und Güterrichtlinien für Kompost aus organischen Abfallstoffen. Müll und Abfall 5, 218-221
- KEHRES, B. u. H. VOGTMANN, 1990: Einfluß von Kompostrohstoffen und Verfahrenstechnik auf die Qualität erzeugter Komposte. In: K. Fricke (Hrsg.): Grundlagen der Kompostierung. EF-Verlag Berlin
- KEHRES, B., 1990: Zur Qualität von Kompost aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen. Dissertation des Fachbereichs Landwirtschaft der Gesamthochschule Kassel
- KEHRES, B., 1992: Begrenzung der Kompostausbringung durch Nährstoffe. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, 395-409
- KEHRES, B., 1993a: Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft - Situationsanalyse Kompostwirtschaft. Köln 1993
- KEHRES, B., 1993b: Quantitative, qualitative und formale Aspekte der Kompostvermarktung. In: B. Gallenkemper, H. Doedens u. R. Stéggmann (Hrsg.), 3. Münsteraner Abfallwirtschaftstage "Vermeidung und Verwertung in Betrieb und Kommune". Tagungsband, Münster, 254 S.
- KEHRES, B., 1994: Neue Märkte gesucht. BDE-Situationsanalyse Kompostwirtschaft. Entsorga 1/2, 14-24
- KEHRES, B., 1995: Stand der Kompostierung und Gütesicherung - nach Bundesgütemgemeinschaft Kompost e.V.. AbfallwirtschaftsJournal 7, 370-372
- KELLNER, K., 1993: Einführung von Getrenntsammlungssystemen in urbanen Zentren am Beispiel des Modellprojektes „Biotonne München“. RHINO-Fachkongreß Bioabfallmanagement'93 (Tagungsband), Köln, 59-82
- KERN, M., 1989: Kostenstrukturen der Mietenkompostierung. Abfallwirtschaft 3. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen
- KERN, M., 1991: Untersuchungen zur vergleichenden Beurteilung von Kompostierungsverfahren. Technik-Umweltrelevanz-Kosten. In: K. Wiemer und M. Kern (Hrsg.): Bioabfallkompostierung-flächendeckende Einführung. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 235-279
- KERN, M., 1993: Grundsätze und Systematik des Verfahrensvergleichs von Kompostierungssystemen. In: K. Wiemer u. M. Kern: Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 343-375
- KETELSEN, K. u. H. DOEDENS, 1992: Konzepte zur Entlastung des Hausmülls von organischen Abfällen. Müll und Abfall 7, 470-480
- KICHERER, A. u. K.R.G. HEIN, 1993: Untersuchungen zur schadstoffarmen Verbrennung von staubförmigen Energiepflanzen und Reststoffen aus der Holzverarbeitung. 9. Statuskolloquium des PEF (Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung) vom 9.-11.3.93, Kernforschungszentrum Karlsruhe, KfK-PEF 104, 495-506
- KIRCH, B., 1988: Stand der Pflanzenabfall-Kompostierung in Hessen. In „Abfallberatung in Hessen“ der Hessischen Landesanstalt für Umwelt am 21.4.88 in Hofheim a. Taunus, 15-17
- KLAPP, E., 1965: Grünlandvegetation und Standort. Parey Verlag, Berlin
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG, 1982: Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 25.06.1982. BGBl I, 734-736
- KLÄRSCHLAMMVERORDNUNG, 1992: Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15.04.1992. BGBl I, 912-916
- KLASMANN-DEILMANN, 1994: Das komplette Weißtorfprogramm - Vertriebsprospekt der Klasmann-Deilmann Vertriebsgesellschaft Deutschland mbH, Geeste-Groß Hesse/Sauerlach, 4 S.
- KLOKE, A., 1980: Immissionsbelastete landwirtschaftliche Standorte. Schriftenreihe für ländliche Sozialfragen 84, 24-44
- KLUGE, R., 1993: Stoffliche Zusammensetzung von Grünguthäcksel - Schwermetalle und weitere Inhaltsstoffe. In: Anke, M. (Hrsg.): Mengen- und Spurenelemente, S.13. Arbeitstagung der Friedrich-Schiller-Universität Jena, 52-57
- KLUGE, R., 1994: Persönliche Mitteilungen zu Untersuchungen der Flächenkompostierung bei der LUFA Augustenberg, Karlsruhe
- KNOLL, K.-H., 1986: Bewertung der Kompostierung von Abfällen aus hygienischer Sicht. Handbuch der Müll- und Abfallbeseitigung. Kennzahl 5075, Erich Schmidt Verlag Berlin, S.10

- KÖCHL, A., 1994: Anforderungen an eine Kreislaufwirtschaft mit Holzasche aufgrund vorliegender Erfahrungen mit anderen Sekundärrohstoffen in der Landwirtschaft. In: I. Obernberger (Hrsg.): Sekundärrohstoff Holzasche. Tagungsband zum Symposium am 5./16.9.94 an der TU Graz, 151-163
- KOLAR, J., 1990: Stickstoffoxide und Luftreinhalteung. Springer Verlag Berlin
- KOLENDA, J., H. GASS, M. WILKEN, J. JAGER u. B. ZESCHMAR-LAHL, 1993: Determination and Reduction of PCDD/F Emissions from Wood Burning Facilities. DIOXIN'93, Wien vom 20.-24.09.93, 401-405
- KOLLBACH, J.S., 1992: Verfahren zur Sickerwasserbehandlung - Kritische Bewertung unter Berücksichtigung des Erfahrungsstandes und zukünftiger Anforderungen. In: K.A. Czurda (Hrsg.): Deponie und Altlasten - Sickerwasserreinigung und Grundwassersanierung. EF-Verlag Berlin
- KOMPOSTIERUNGSERLASS, 1994: Kompostierungserlaß Baden-Württemberg. Abteilung Luft, Boden, Abfall des Umweltministeriums Baden-Württemberg (Hrsg.): Az.: 48-8981.31/264
- KOMPOSTWERK BASSUM, 1994: Kompostanalysen aus dem Kompostwerk Bassum im Landkreis Diepholz, Niedersachsen
- KÖNGETER, 1992: Persönliche Mitteilung. Verkehrsministerium Baden-Württemberg, Stuttgart
- KÖNIG, W., 1985: Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen im Einflußbereich verschiedener Belastungsursachen - Ergebnisse einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen. VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband, 239-267
- KORNER, J., 1990: Der Einfluß der Temperatur, der Feuchte und des kapillaren O₂-Gehaltes auf die Abbaurate und die Humifikation während der Hochtemperaturphase einer Walmenkompostierung sowie ein Vorschlag für die zweidimensionale Modellierung. Diplomarbeit am Institut für terrestrische Ökologie an der ETH Zürich
- KÖSER, H.J.K. u. U. GREULICH, 1989: Distickstoffoxid in Feuerungsabgasen und DENOX-Anlagen. Chemie im Kraftwerk, 64-70
- KÖSTER, W., D. MERKEL u. Y. MATTER, 1985: Ableitung tolerierbarer Cadmiumgehalte in Böden aus Cadmiumgehalten verschiedener Kulturpflanzen. VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband, 219-230
- KRAUSS, P. u. K. KORHERR, 1987: Untersuchungen zur Entnahme repräsentativer Proben und zur Analytik in Kompostwerken. Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Abschlußbericht Nr. 77-84.16, Stuttgart
- KRAUSS, P., 1991: Ursachen und Quellen der Schadstoffbelastung - Organische Schadstoffe im Kompost. In: Ev. Akademie Loccum (Hrsg.): „Kompost und Abfallwirtschaft“ Loccumer Protokolle 31, 152-167
- KRAUSS, P., H. HAGENMAIER, T. BENZ, J. HOHL, M. HUMMLER, U. KORHERR, V. KUMMER, J. MAYER u. U. WEBERRUSS, 1991: Organische Schadstoffe im Kompost. 59. Abfalltechnisches Kolloquium Stuttgart vom 15.03.91
- KRAUSS, P. u. U. GRAMMEL, 1992: Die Relevanz der Schadstoffdiskussion bei der Bioabfallkompostierung. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, 223-259
- KRAUSS, Th., P. KRAUSS u. H. HAGENMAIER, 1994: Beitrag des Instituts für organische Chemie - Universität Tübingen zum internen LAGA-Arbeitskreis beim Workshop „Neubildung aus Dioxinen“ vom 17.-18.2.1994 in Wiesbaden. Organohalogen Compounds 18
- KRAUSS, P., H. HAGENMAIER, Th. KRAUSS, T. WALLENHORST u. M. WILKE, 1995: Dioxine und Dioxinbildung bei der Kompostierung. In: 1. Internationales Symposium „Biological Waste Management - A Wasted Chance?“, Bochum
- KRAUTER, C. u. H. SCHULZ, 1992a: Biomasseanfall verschiedener Pflanzenbestände auf Landschaftsrasen. Teil 1: Rasen - Turf - Gazon 1, 17-2,
- KRAUTER, C. u. H. SCHULZ, 1992b: Biomasseanfall verschiedener Pflanzenbestände auf Landschaftsrasen. Teil 2: Rasen - Turf - Gazon 2, 40-45,
- KRAUTER, C. u. H. SCHULZ, 1992c: Biomasseanfall verschiedener Pflanzenbestände auf Landschaftsrasen. Teil 3: Rasen - Turf - Gazon 3, 81-88
- KROGMANN, U., 1993: Neuste Erkenntnisse über die Grundlagen der Kompostierung. Entsorgungspraxis 4, 13-19
- KROGMANN, U., 1994: Kompostierung: Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung. Economia Verlag, 437 S.
- KUGLER, R., H. HOFER, u. R. LEISNER, 1995: Das Wendelin-Tafelmietenkompostierungssystem. Bühler AG, Firmeninformation, Uzwil, Schweiz
- KUMMER, V., 1990: Untersuchungen von chlororganischen Verbindungen im Kompost. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden
- KUMMER, V., 1991: Bioabfall-Kompostierung in Hessen. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt 123, Wiesbaden, 51 S.

- KUMMER, V., 1992: Tiefergehende Untersuchungen zur Belastung von Komposten mit organischen Schadstoffen. Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden
- KUMMER, V., 1993: Entsorgung o.k. - Getreide k.o.? Schadstoffbelastungen von Komposten. RHINO-Fachkongreß Bioabfallmanagement'93 (Tagungsband), Köln, 235-242
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN u. G. SCHWERDTFEGGER, 1988: Bodenkunde 4. Auflage). UTB-Ulmer-Verlag Stuttgart
- KURRLE, J. H., 1991: Vergärung von Abfall. Technik, Kosten, Vergleich mit der Kompostierung. Studienreihe Abfall Bd. 9, Verlag Abfall Now e.V. Stuttgart
- LAGA, 1995: Länderarbeitsgemeinschaft Abfall, Merkblatt M 10: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Erich Schmidt-Verlag Berlin
- LAHL, U. u. B. ZESCHMER-LÄHL, 1991: Kompost im Teufelskreis. Müllmagazin 4, 28-31
- LAHL, U., 1991: Das Abfallwirtschaftskonzept in Bielefeld. Fortbildungszentrum Gesundheits- und Umweltschutz Berlin e.V.: Integrierte Abfallwirtschaft, Umwelttechnologieforum
- LANDRATSAMT EBERSBERG, 1993: Jahresbericht 1992 des Landkreises Ebersberg
- LANDRATSAMT ULM, 1994: Persönliche Mitteilung vom 9.08.1994
- LANDSCHAFTSPFLEGERICHTLINIE, 1991: Richtlinie des Umweltministeriums und des Ministeriums Ländlicher Raum für die Gewährung von Zuwendungen für Maßnahmen der Biotop- und Landschaftspflege, des Artenschutzes und der Biotopgestaltung, für Nutzungsbeschränkungen aus Gründen des Naturschutzes und für die Biotopvernetzung (Landschaftspflegerichtlinie) vom 8.12.1990. Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg, 39 Jg, Nr. 4
- LANDTAG BADEN-WÜRTTEMBERG (11. Wahlperiode), 1994: Antrag der Abg. Fr.-W. Kiel u. a. (FDP/DVP) und Stellungnahme des Umweltministeriums. Aktueller Stand und Zukunft der Klärschlamm Entsorgung in Baden-Württemberg. Drucksache 11/3986 vom 11.05.94, 8 S.
- LENZ, U., H. KREUSING, N. MOHLENBRUCH u. B. THOLE, 1989: Verwertungsmöglichkeiten von Aschen aus rheinischer Braunkohle. Braunkohle 41 (7), 239-244
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), 1993a: Bodendauerbeobachtungsflächen in Baden-Württemberg. Schwermetalle, Arsen, Organochlorverbindungen
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), 1993b: Dioxine in Böden Baden-Württembergs. Materialien zum Bodenschutz, Band 1, 60 S.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), 1994: Abt. Wasserbau und Gewässerpflege: Unveröffentlichte Ergebnisse einer Anfrage an die Ämter für Wasserwirtschaft und Bodenschutz
- LINDER, H. 1992: Bioabfallkompostierung nach dem Brikollare-Verfahren der Firma Rethmann. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Abfallwirtschaft 10. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 267-286
- LINDER, K.-J., E. OSTERLE u. J. BOHLMANN, 1995: Vergleich innovativer, thermischer Restabfallbehandlungsverfahren. Entsorgungspraxis 1-2, 19-23
- LOIPFUHRER, A., 1992: Erfassung, biologische Behandlung und Verwertung von Bioabfällen in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 45 S.
- LOLL, U., 1989: Bau und Betrieb von Pflanzenabfall-Kompostierungsanlagen. AbfallwirtschaftsJournal 5
- LOLL, U., 1994: Behandlung von Abwässern aus aeroben und anaeroben Verfahren zur biologischen Abfallbehandlung. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Verwertung biologischer Abfälle. M.I.C. Baeza-Verlag Witzenhausen, 281-309
- LOMAKKA, L., 1993: Field experiments in Reed Canary Grass for Biofuel and Fibre. Swedish University of Agricultural Sciences, Rönäcksdalen meddelar, Nr. 13, Umea
- LOSSAU, J. u. S. SCHULLER, 1994: Vermarktung und Ökologie - geht das? RHINO-Tagungsband „Das braune Gold“ v. d. Tagung am 14-15.11.1994 in Nienburg, 71-92
- LÜBBEN, S., 1993: Vergleichende Untersuchungen zur Schwermetallaufnahme verschiedener Kulturpflanzen aus klärschlammgedüngten Böden und deren Prognose durch Bodenextraktion Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 140
- LUCK, H.-J. u. H.-C. SCHARF, 1991: Eigenschaften von Komposten aus dem kommunalen und gewerblichen Bereich und deren Verwertung bei der Herstellung von Substraten für den Erwerbsgartenbau. Abschlußbericht - Kooperation zwischen Wirtschaft und Wissenschaft. Firma Archut GmbH & CoKG und LVG Ahlem
- LUFÄ HAMELN (Landesuntersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln), 1994: Analyse einer Kompostprobe aus dem Kompostwerk Göttingen vom 24.11.94, S.7
- MACHELETT, B., M. GRUN u. O. KRAUSE, 1992: Schwermetallgehalt landwirtschaftlich genutzter Flächen Ostdeutschlands. VDLUFA-Schriftenreihe 35, Kongreßband, 677-680

- MACKAY, D. et al., 1985: Zitiert aus: LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg), 1993: Dioxine in Böden Baden-Württembergs. Materialien zum Bodenschutz, Bd. 1
- MAHNEL, H., 1989: Möglichkeiten und Grenzen der Virusinaktivierung im Haushalt. Zentralblatt Bakterien u. Hygiene 187, 414-412
- MALMROS, P., 1994: Arbeitsumweltprobleme im Bereich der Wiederverwertung von Abfällen. In: R. Böhm (Hrsg.): Fünftes Hohenheimer Seminar: Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von Kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme bei der Bioabfallkompostierung, 21-36
- MARK van M. u. K. NELLESEN, 1993: Neuere Entwicklungen bei den Preisen von Abfalldeponierung und -verbrennung. Müll und Abfall 1, 20-24
- MARTINS, O. u. R. KOWALD, 1988: Auswirkungen des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf einem mittelschweren Ackerboden. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 29, 234-244
- MATOUSEK, M., 1992: Polychlorierte Biphenyle in Böden und Pflanzen. Wasser und Boden 12, 799-801
- MAUCH, W., 1993a: Kumulierter Energieaufwand für Güter und Dienstleistungen. Dissertation am Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Kraftwerkstechnik, TU München. IfE-Schriftenreihe 26, Technischer Verlag Resch KG Gräferling
- MAUCH, W., 1993b: Energetische Wertung von Entsorgungspfaden. VDI Berichte 1093, 176-185
- McGRATH, S.P., 1987: Long-term Studies of Metal Transfers Following Applications of Sewage Sludge. In: P.J. Coughtrey, M.H. Martin u. M.H. Unsworth (Hrsg.): Pollutant Transport and Fate in Ecosystems. Blackwell Scientific Publications, 301-317
- MEDERAKE u. SCHMIDT, 1992: Pflege-Versuche zur Sukzessionslenkung auf Straßenflächen. Möglichkeiten und Grenzen standortgemäßer Vegetationsentwicklung auf Straßenbegleitflächen unter dem Einfluß extensiver Pflegemaßnahmen (2. Teil). Schriftenreihe Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 618, 207 S.
- MEIER-STOLLE, G., 1994: Wissen durch Praxis. Entsorgungssicherheit durch gesicherte Vermarktung. In: Das braune Gold. RHINO-Fachtagung zur Vermarktung von Kompost und Kompostprodukten, 54-66
- MENZEL, H. M. u. Chr. QUECKE, 1987: Bewertungshilfe für Dioxine. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt 53, Wiesbaden, 64 S.
- MIGGE, M., 1989: Abschlußbericht zum Projekt zur Förderung der privaten Kleinkompostierung im Kreis Segeberg. Zweckverband Segeberg.
- MINISTERIUM FÜR NÄTUR, UMWELT und LANDESENTWICKLUNG SCHLESWIG - HOLSTEIN, 1992: Immissions-Überwachung der Luft in Schleswig-Holstein. Meßbericht 1991
- MLRELF (Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg), 1994: Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg (Hrsg.): Statistik Kulturpflanzenerzeugung und Flächenstilllegung 1993
- MÖHLE, K.A., 1976: Die Befestigung der Entwässerungsflächen in einer Großstadt. Korrespondenz Abwasser 23, S. 177
- MÖHLENBRUCH, N., W. FABER u. H.-P. PÄFFGEN, 1992: Verwendung von Braunkohlenaschen aus Brikettierkohlen des rheinischen Reviers als mineralischer Kalkdünger. In: Sammelband zur VGB-Sondertagung „Verwertung von Reststoffen aus Kohlekraftwerken zur Bodenverbesserung und Pflanzenernährung“. VGB-Tagungsband 701, VBG Kraftwerkstechnik Essen GmbH
- MOSBECH, H., 1994: Use of Biomass in Denmark. In: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.): Thermische Nutzung von Biomasse - Technik, Problem und Lösungsansätze. Tagungsband Stuttgart vom 14./15.04.1994. Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe, Bd. 2, 73-89
- MÜLLER, A., 1995: Bundesweite Gewerbeabfalluntersuchung. Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben der ITU (Ingenieurgemeinschaft Technischer Umweltschutz) GmbH Hamburg. UBA-Texte 68
- MÜLLER, Ch., J. LÉPSCHY, A. SUSS u. A. WURZINGER, 1991a: Atmosphärische Stoffdepositionen in agrarische Ökosysteme. Erste Ergebnisse aus dem bayerischen Bodenbeobachtungsprogramm. VDLUFA-Schriftenreihe, Kongreßband, 147-152
- MÜLLER, Ch., F. PERÉTZKI u. K. RUTZMOSER, 1993: Schwermetalle in Wirtschaftsdüngern - Ergebnisse aus dem Bodenbeobachtungsprogramm d. LBP, SuB 3, III-9-13
- MÜLLER, U., V. HENNINGS u. A. HORN, 1991b: Bericht zur Ermittlung der ubiquitären Grundbelastung von Böden mit polychlorierten Biphenylen und polychlorierten Dibenzodioxinen/Dibenzofuranen. Archiv-Nr.: 108410, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover

- MÜLLER, U., V. HENNINGS u. A. HORN, 1992: Hintergrundbelastung niedersächsischer Böden mit polychlorierten Biphenylen und polychlorierten Dibenzodioxinen/Dibenzofuranen. *Wasser und Böden* 9, 571-576
- MURL (Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Hrsg.), 1991: Chloraromate - Herkunft und Transfer. Abschlußbericht, 374 S.
- MUTSCHLER 1995: Zusammenstellungen zur landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm im Regierungsbezirk Stuttgart und die Eigenschaften des verwerteten Klärschlamm im Hinblick auf seinen Schadstoffgehalt. Unveröffentlichte Unterlagen aus dem Regierungspräsidium Stuttgart
- NERSTING, L., P. MALMROS, T. SISGAARD u. C. PETERSEN, 1991: Biological Health Risk Associated with Resource Recovery, Sorting of Recycle Waste and Composting. *Grana* 30, 454-457
- NICKEL, R., 1992: Nur eine gepflegte Landschaft ist eine gute Landschaft. In: *Landschaftspflege - quo vadis? Kolloquium zur Standortbestimmung und Entwicklung der Landschaftspflege*, Tagungsbericht der LfU, 53-73
- NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM, 1992: Verordnung über die Entsorgung von Abfällen außerhalb von Abfallentsorgungsanlagen (Kompost-VO) vom 15.05.1992. *Niedersächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt* 48(21), 141-142
- NIESE, G., 1978: Über die Kompostierung von Siedlungsabfällen unter Berücksichtigung mikrobieller Gesichtspunkte. *Grundlagen Landtechnik*, Bd. 28 (2), 75-81
- O'KEEFE, D.M., D.P. CHYNOWETH, A.W. BARKDOLL, R.A. NÖRDSTEDT, J.M. OWENS u. J. SIFONTES, 1994: Sequential Batch Anaerobic Composting of Municipal Solid Waste (MSW) and Yard Waste. *Wat. Sci. Tech.* Vol 27, No. 2, 77-86
- OBERNBERGER, I., 1994: Mengen, Charakteristik und Zusammensetzung von Aschen aus Biomasseheizwerken. In: I. Obernberger (Hrsg.): *Sekundärrohstoff Holzrasche*. Tagungsband zum Symposium am 15./16.9.1994 an der TU Graz, 7-31
- OEHMICHEN, J., F.-F. GROBLINGHOFF, A. REINDERS u. A. DÖRENDAHL, 1995: Untersuchungen über die Verwendung von Bio-Kompost als Kreislaufdünger im Landbau. *Müll und Abfall* 2, 74-82
- OETJEN-DEHNE, R. u. M. KALVELAGE, 1993: Emissionsfragen bei Vergärungsanlagen. In: *Rheinisches Institut für Ökologie, Köln (Hrsg.): RHINO-Fachkongreß Bioabfallmanagement'93*, 191-210
- OETJEN-DEHNE, R., 1990: Beitrag biologischer Abfallbehandlungsverfahren zur Lösung der Abfallprobleme in der Region Berlin-Brandenburg. In: W. Pott, K. Fricke u. R. Oetjen (Hrsg.): *Biologische Verfahren der Abfallbehandlung*, 355-377
- OETJEN-DEHNE, R., 1991: Entwicklungsstand und Perspektiven der Bioabfall- und Restmüllvergärung. *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz in München* 116, 51-70
- ORCA (Organic Reclamation Composting Association), 1992a: Information on composting and anaerobic digestion. ORCA Technical Publication 1. ORCA, Brussels, Belgium
- ORCA (Organic Reclamation Composting Association), 1992b: A review of compost standards in Europe. ORCA Technical Publication 2. ORCA, Brussels, Belgium 103 S.
- OWENS, J.M. u. D.P. CHYNOWETH, 1993: Biochemical Methane Potential of Municipal Solid Waste (MSW) Components. *Wat. Sci. Tech.* Vol 27, No. 2, 1-14
- PADINGER, R., 1994: Staubemissionen bei Biomassefeuerungen. In: *Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hrsg.): Thermische Nutzung von Biomasse - Technik, Probleme und Lösungsansätze*. *Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe*, Bd. 2 (Tagungsband), 165-179
- PERSCHL, M. u. K. VONHEIDEN, 1994: Loser Kompost im freien Markt. Vermarktungskonzepte für losen Kompost im Garten- und Landschaftsbau. Einsatz und Erfahrungen mit industriell hergestellten Komposten. In: *Das braune Gold. RHINO-Fachtagung zur Vermarktung von Kompost und Kompostprodukten*, 92-99
- PETERS, M. 1990: Nutzungseinfluß auf die Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden. *Wasser-, Luft-, Nähr- u. Schadstoffdynamik*. Dissertation an der Uni Kiel, 268 S.
- PFITZENMAIER u. RAU, 1995: Schriftliches Angebot des Abfallbeseitigungsunternehmens Pfitzenmaier und Rau zur Erfassung von Grünabfällen. Niederschrift einer nichtöffentlichen Sitzung des Finanzausschusses der Gemeinde Eggenstein-Leopoldshafen v. 26.04.94 (15), 1-3
- PFLANZENABFALLVERORDNUNG, 1985: Verordnung der Landesregierung über die Beseitigung pflanzlicher Abfälle außerhalb von Abfallbeseitigungsanlagen vom 30.4.1974 Nr. 102a, *GBI. S.187*; geändert durch VO vom 4.10.1982, *GBI. S.470*; geändert durch VO vom 22.4.1985, *GBI. S.132*
- PHILIPP, W., A. PFIRRMANN, B. SCHMIDT u. D. STRAUCH, 1994: Keime und Viren bei Abfallbehandlungsanlagen - Konsequenzen für den Arbeitsschutz. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): *Verwertung biologischer Abfälle*. M.I.C. Baeza Verlag Witzhausen, 309-351

- PÖHLE, H., H. MIETKE u. R. KLICHE, 1993: Zusammenhang zwischen mikrobieller Besiedelung und Geruchsemissionen bei der Bioabfallkompostierung. BMFT-Statusseminar „Neue Techniken der Kompostierung“. Tagungsband, 153-169
- POLETSCHNY, H., P. RIESS, G. OFFENBACHER, Ch. DRESBACH u. A. A. ERNST, 1991: Untersuchung von Kompostausgangsmaterialien und Komposten zur Standardisierung von Grün- und Biokomposten im Hinblick auf ihre unbedenkliche Verwertung in Landwirtschaft und Gartenbau. Untersuchungsbericht der LUFA Bonn, 291 S.
- POLETSCHNY, H., 1991: Akzeptanz von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Abwassertechnik 1, 8-11
- POLETSCHNY, H., 1992: Kompostverwertung im Landbau aus der Sicht des Verbandes Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA). VDLUFA-Schriftenreihe 35, Kongreßband 1992, 203-217
- POLETSCHNY, H., 1994a: Einsatz von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Verwertung biologischer Abfälle. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 71-87
- POLETSCHNY, H., 1994b: Einsatz von Bioabfallkomposten in der Landwirtschaft. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Verwertung biologischer Abfälle. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, 71-86
- PÖPEL, H. J., 1993: Auswirkungen der Nährstoffelimination auf Menge, Zusammensetzung und Behandlung des Klärschlammes. In: 3. gemeinsames Seminar der Abwassertechnischen Vereinigung TV e.V. mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar zu den Möglichkeiten und Grenzen der Klärschlamm-entsorgung. Schriftenreihe WAR der TH Darmstadt 69, 41-67
- POPP, W., 1992: Absatzmöglichkeiten von Biokompost aus Grüngut und Bioabfall im Landkreis Traunstein. Diplomarbeit der Fachhochschule Weihenstephan, Fachbereich Gartenbau, 35 S.
- PREUSS, E. u. G. KLASCHEN, 1994: PAK-Profile zur Ursachenermittlung bei Bodenbelastungen. Wasser und Boden 1, 30-34
- PRINZ, B., G.M.H. KRAUSE u. L. RADEMACHER, 1990: Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane - Untersuchungen zur Belastung von Gartenböden und Nahrungspflanzen. Staub-Reinhaltung der Luft 50, S. 377
- PÜSCHEL, M., F. WITTCHEN u. M. TELLER, 1995: Klärschlammverwertung und -behandlung (Teil 3): Alternativen. AbfallwirtschaftsJournal 3, 137-150
- RAL (Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V.), 1992: Kompost Gütesicherung. RAL-GZ 251. Beuth Verlag, Berlin 16 S.
- RASMUSSEN, J., Chr. CLAUSEN u. P. POULSEN, 1992: Coal and Straw Fired CFB Cogeneration Plant. Grenaa, VGB Konferenz Wirbelschichtsysteme
- REIMANN, D.O., 1988: Aufteilung von Schadstoffen und Schwermetallen auf die feste und gasförmige Phase. Technische Mitteilungen, 81. Jg. (6), 284-288
- REIMANN, D., 1993: Klärschlamm verwerten und entsorgen. Umwelt 23 (5), 278-281
- REINDERS, A., A. DÖRENDAHL, F.-F. GROBLINGHÖFF u. J. OEHMICHEN, 1994: Zurück zu den Wurzeln. Feldversuche haben den Nutzen der landwirtschaftlichen Verwertung von Biokompost bestätigt. Müllmagazin 3, 50-53
- REINHARDT, T., J. DACH u. E. SCHWING, 1994: Grundlagen des Emissionspotentials der biologisch-mechanischen Behandlung von Restmüll und der anschließenden Deponierung. In: „Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren“. 42. Darmstädter Seminar Abfalltechnik vom 8-9.09.94 in Berlin
- RENTZ, O., 1992: NOx Task Force. Operating Experience with NoxAbatement at Stationary Sources. Universität Karlsruhe, 325 S.
- RETTENBERGER, G., 1994: Einbindung von Methan im Biofilter. Unveröffentlichtes Manuskript des Seminars „Demonstrationsprojekt Deponierückbau“ am 8/9.11.1994 in Ludwigsburg, veranstaltet von der Umweltakademie Oberpfaffenhofen
- RHINO (Rheinisches Institut für Ökologie), 1996: Image-Studie: Verbraucher befürworten Kompost. Ökologische Briefe 11 vom 13.3.1996, S.13
- RIESS, P., 1989: Nährstoff- und Schadstoffgehalte in Komposten. In: Kompost und Landwirtschaft. Referate einer Informationsveranstaltung der Landwirtschaftskammer Rheinland v. 15.2.89, 37-46
- RIESS, P., Th. DELSCHEN u. M. LAMMERS, 1990: Bewertung von Kompost - ein Klassifizierungsmodell. VDLUFA-Schriftreihe 32, 351-356
- RIESS, P., 1992: Schriftliche Mitteilung, LUFA Bonn. Zitiert in: W. Wilcke u. H. Döhler, 1995: Schwermetalle in der Landwirtschaft - Quellen, Flüsse, Verbleib. KTBL-Arbeitspapier 217, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- RIESS, G. u. A. KNOCH, 1995: Vermarktungskonzept für Kompost - am Beispiel des Landes Berlin. AbfallwirtschaftsJournal 6/7, 395-399
- RIPPEN, G., 1990: Handbuch der Umweltchemikalien. Stoffdaten - Prüfverfahren - Vorschriften. Loseblattsammlung, Ecomed Verlag, Landsberg

- ROSENFELDER, 1993: Die Grüngutentsorgung im Landkreis Rottweil. Das "Rottweiler Modell", Landratsamt Rottweil
- ROTH, Th., 1991: Sickerwasser aus der Bioabfallkompostierung. Möglichkeiten der Behandlung und Entsorgung in einem dezentralen Anlagensystem. Dissertation an der Gesamthochschule Kassel
- RÜDEN, H., J. GLAUBE, E. JAGER u. J. JAGER, 1986: Untersuchungen bei unterschiedlichen Abfuhrsystemen. In: Städtereinigung Schönackers GmbH (Hrsg.): Beiträge zum Workshop Abfallwirtschaft in Kempten. Eigenverlag Kempten, 110-116
- RUHR-STICKSTOFF AG (Hrsg.), 1988: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau (11. Auflage). Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 587 S.
- RUPPERT, H. u. M. JONECK, 1988: Anthropogene Schwermetallanreicherungen in bayerischen Böden des Donautales. GLA-Fachberichte 4, Bayerisches Geologisches Landesamt München, 1-51
- RÜTHER, S., 1994: Flächendeckende Bioabfallkompostierung - unmöglich? Erfahrungen der Großstadt Dortmund. RHINO-Fachkongreß Bioabfallmanagement'94 (Tagungsband), Köln, 187-203
- SAUERBECK, D., 1985: Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft (anorganische Stoffe). VDLUFA-Schriftenreihe 16, Kongreßband 1985, 59-72
- SAUERBECK, D. u. P. STYPEREK, 1987: Schadstoffe im Boden, insbesondere Schwermetalle u. organische Schadstoffe aus langjähriger Anwendung von Siedlungsabfällen. Bericht zum UBA-Forschungsprojekt Nr. 10701003
- SAWNEY, B.L. u. K. BROWN (Hrsg.), 1989: Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils. SSA Special Publication Number 22, Madison, Wisconsin, USA
- SchALVO, 1987: Verordnung des Ministeriums für Umwelt über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutz- und Ausgleichsverordnung SchALVO). Gesetzesblatt für Baden-Württemberg 22, 742-752
- SCHEFFER, F. u. P. SCHACHTSCHABEL, 1989: Lehrbuch der Bodenkunde (12. Auflage). F. Enke Verlag Stuttgart
- SCHEFFOLD, K., 1990: Kostenvergleich und Kompostierungssystem. In: W. Dott, K. Fricke u. K. Oetjen (Hrsg.): Biologische Verfahren der Abfallbehandlung.
- SCHEFFOLD, K., 1993: Neue Gebührenmodelle in der kommunalen Abfallentsorgung. EF-Verlag Berlin, S.39
- SCHEFFOLD, K., 1995: Bioabfall eine relevante Gebührengroße. Müll und Abfall 4, 217-224
- SCHEMEL, H.-J., G. HARTMANN u. K. WEDEKIND, 1995: für Beeinträchtigungen des Naturhaushaltes. Eine Methode zur Ermittlung der Ausgleichsabgabe bei Eingriffen. Natur und Landschaft, 70. Jg. (5), 213-220
- SCHERER, P., 1992: Hygienische Aspekte bei der getrennten Abfallsammlung. In: K.J. Thome-Kozmiensky und P. Scherer (Hrsg.): Getrennte Wertstofffassung und Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung, 135-161
- SCHERER, P., 1994: Stand der Technik zur Vergärung fester Abfallstoffe. Umweltaspekte, Prinzipien und Varianten. AbfallwirtschaftsJournal 6, 385-410
- SCHLAG, D., 1993: Betriebsanlagen zur Vergärung von Abfällen - Reisebericht. LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Hrsg.), Karlsruhe, 40 S.
- SCHLAG, D., H.-J. SENG u. A. GAMM, 1993: Betriebsanlagen zur Vergärung von Abfällen - Reisebericht Teil 1 und Teil 2. Müll und Abfall 7 u. 8, 516-524 u. 599-609
- SCHMEISKY, H., 1992: Möglichkeiten zur Verwertung von Aschen aus Wirbelschichtfeuerungsanlagen. In: Sammelband zur VGB-Sondertagung „Verwertung von Reststoffen aus Kohlekraftwerken zur Bodenverbesserung und Pflanzenernährung“. VGB-Tagungsband 701, VBG Kraftwerkstechnik Essen GmbH
- SCHMID, W., 1993: Kompogas - ein neuartiges Verfahren zur Gewinnung von Energie und Komposterde aus organischen Haushalts- und Grünabfällen. Firmenunterlagen über den Kompo-Prozeß. W. Schmid AG, Glattbrugg, Schweiz, 24 S.
- SCHMID W., 1994: Mündliche Mitteilungen von Hr. Schmid zur einstufigen, thermophilen Feststoffvergärung nach dem Propfenprinzip mit Gasverstromung im Blockheizkraftwerk in Rümliang bei Zürich, Schweiz (3.500 t/a, 60% Bioabfall u. 40% Grünabfall)
- SCHMIDT-BLEEK, F., 1993: Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS - Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser Verlag Berlin, 302 S.
- SCHNEEKLOTH, H., 1990: Verfügbare Torfreserven in Niedersachsen im Jahr 1989. TELMA-Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde
- SCHÖN, M., 1993: Das Kompogas-Verfahren der Firma Bühler. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 343-373

- SCHRAMM, H.: 1988: Pflanzenabfallkompostierung in Hessen. Tagungsband des Seminars „Abfallberatung in Hessen“ der Hessischen Landesanstalt für Umwelt am 21.4.1988 in Hofheim am Taunus, 7-11
- SCHREIBER, R. L., 1994: Erfahrungen mit verschiedenen Marketingkonzepten zur Förderung des Kompostabsatzes. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Verwertung biologischer Abfälle. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 135-155
- SCHRIEWER, H., 1991: Das Brikollare-Verfahren der Firma Rethmann. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 337-355
- SCHUCHARDT, F., 1988: Verlauf von Kompostierungsprozessen in Abhängigkeit von technisch-physikalischen und chemischen Randbedingungen. Vortragsmanuskript zum Seminar „Herstellung und Vermarktung von Komposten nach Gütekriterien“ im Haus der Technik am 20.8.1988, Essen
- SCHÜRLE, W., G. BRANDT u. E. SCHAUZ, 1991: Grünabfallkompostierungsanlage des Alb-Donau-Kreises auf der Deponie Litzholz. Systemvergleich einer belüfteten Rotte mit der konventionellen Miete. Müll und Abfall 1, 26-32
- SCHÜRMER, E. u. G. SCHEMMER, 1990: Studie zur Erfassung und Kompostierung pflanzlicher Abfälle. Staatliche Versuchsanstalt für Gartenbau, Weihenstephan
- SEEGER K., 1992: Energietechnik in der Holzverarbeitung. Handbuch für Holzindustrie und Handwerk. DRW-Verlag, Leinfelden-Echterdingen, 131 S.
- SELLE, M., D. KORN u. O.-H. HANGEN, 1988: Die Biomüllsammmlung und -kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland. Situationsanalyse 1988. Schriftenreihe des Arbeitskreises für die Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e. V., Heft 13
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), 1993a: A Conceptual Framework for Life-Cycle Assessment. Workshop Report of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Sandestin, Florida
- SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), 1993b: Guidelines for Life-Cycle Assessment: A „Code of Practice“. SETAC-Broschüre, Brüssel
- SEVERIN, K., W. KÖSTER u. Y. MATTER, 1991: Zufuhr von anorganischen Schadstoffen in Agrarökosysteme mit mineralischen Düngemitteln, Wirtschaftsdüngern, Klärschlamm und Komposten. In: VDLUFA (Hrsg.): Landwirtschaft im Spannungsfeld von Belastungsfaktoren und gesellschaftlichen Ansprüchen, Kongressband 1990, VDLUFA-Schriftenreihe 32, 387-391
- SIEVERS, S. u. U. SCHACHT, 1994: Untersuchungen zur Dioxinneubildung beim Kompostierungsprozeß unter realen Bedingungen. Beitrag zum LAGA-Workshop „Neubildung aus Dioxinen“ vom 17.-18.2.1994 in Wiesbaden, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Wiesbaden
- SIMARMATA, T., G. BECKISER u. J.C.G. OTTOW, 1990: Denitrification Losses from an Alfisol Evaluated by Acetylene Inhibition Technique after Rotary Tillage of Grassland (*Lolium perenne*) and Incorporation of Ammonium Nitrate, Straw or Compost. VDLUFA-Schriftenreihe 32, Kongressband, 677-282
- SOYEZ, K., M. PRAUSE, A. TANNENBERGER u. A. COSTA, 1993: Verfahrensentwicklung zur Kombination von Kompostierung und Gewächshausproduktion. In: BMFT-Statusseminar „Neue Techniken zur Kompostierung“ vom 22.-23.11.1993 in Hamburg. Tagungsband, 229-245
- SPÄTE, A., W. WERNER u. W. KONIG, 1991: Die Erstellung eines Schwermetallkatasters für die Böden von Nordrhein-Westfalen zur Festlegung von Hintergrundwerten im Rahmen der Altlastenproblematik. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellschaft 66 (I), 409-412
- SPECHT, K. H. u. K. WILKEN, 1994: Eigenkompostierung-dezentrale Kompostierung im Wege-Zweckverband Bad Segeberg, Schleswig-Holstein. Müll und Abfall 8, 533-534
- SRU (Der Rat für Sachverständigen für Umweltfragen), 1987: Umweltgutachten 1987. Kohlhammer Verlag Stuttgart, 674 S.
- STADT ESCHBORN, 1993: Persönliche Mitteilungen der Stadt Eschborn
- STADT GÖTTINGEN, 1988: Stadtreinigungsamt Göttingen: Komposttonne Göttingen. Abschlußbericht über 3 Jahre Erfahrungen (4. Auflage). Stadt Göttingen, 164 S.
- STADT HAMBURG, 1994: Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen für Landschaftsbauarbeiten in Hamburg (ZTV-La-Hmb. 94). Baubehörde der Stadt Hamburg
- STADT MANNHEIM, 1993: Information zum letzten Erweiterungsschritt Biotonne Mannheim. Anlage zur Beschlußlage vom 15.06.93 für den Ausschuß für Umwelt und Technik des Gemeinderates der Stadt Mannheim, 12 S.
- STAIB, F., 1991: Hygienische Aspekte der Verwertung und Behandlung organischer Haushaltsabfälle aus medizinisch-mykologischer Sicht. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.): Biologische Verwertung und Behandlung organischer Haushaltsabfälle, Schriftenreihe 116, 16-24

- STATISTISCHE BERICHTE BADEN-WÜRTTEMBERG, 1994: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart (Hrsg.): Statistische Berichte Baden-Württemberg: Bodennutzung in Baden-Württemberg 1993. Agrarwirtschaft 67/93 vom 14.01.94, 1-4 und Ernte der Hauptfeldfrüchte in Baden-Württemberg 1993, Agrarwirtschaft 77/93 vom 7.02.94, 1-8
- STEGMANN, R. u. S. LOTTER, 1989: Verfahren zur anaeroben Behandlung organischer Siedlungsabfälle. In: K.J. Thome-Kozmiensky (Hrsg.): Biogas-Anaerobtechnik in der Abfallwirtschaft, EF-Verlag Berlin
- STEGMANN, R., 1992: Das Forschungsprojekt der TU Hamburg-Harburg. In: A. Pfrifer (Hrsg.): Vergärung fester organischer Abfälle. ANS-Info-Band 16, 125-144
- STEIN, W., 1989: Zoologisch-hygienische Probleme bei verlängerten Standzeiten von Behältern mit kompostierbaren Abfällen. Forum Städte-Hygiene 40, S.151
- STEINMÜLLER, 1993: Persönliche Mitteilungen der Firma Steinmüller, Energie- und Umwelttechnik, Gummersbach
- STIEGLITZ, L. u. H. VOGG, 1988: Carbonaceous Particles in the Fly Ash - A Source for the Formation of PCDD/F in Incineration Processes. ISWA Proc. 1, 331-335
- STÖLZER, S., J. FLECKENSTEIN u. K. GRABBE, 1994: Die Immobilisierung der Schwermetalle Blei und Cadmium durch Komposte. Müll und Abfall 9, 551-560
- STÖPPLER-ZIMMER, H. u. H. HAUKE, 1994: Direktvermarktung oder Erdenwerk - Strategie der Kompostvermarktung. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Verwertung biologischer Abfälle. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 113-134
- STÖPPLER-ZIMMER, H., R. GOTTSCHALL u. B. GALLENKEMPER, 1993: Anforderungen an die Qualität und Anwendung von Bio- und Grünkomposten. Schriftenreihe des Arbeitskreise zur Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen (ANS) e.V., Heft 25
- STOTTELE, T. u. W. SCHMIDT, 1988: Flora und Vegetation an Straßen und Autobahnen der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe Forschung, Straßenbau und Straßenverkehrstechnik, Heft 529
- STRAUCH, D. u. G. MENKE, 1992: Die Relevanz der Hygienediskussion bei der Sammlung und Kompostierung von Bioabfällen. In: K. Wiemer und M. Kern (Hrsg.): Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 259-287
- STREIB, R., K. HERBOLD u. K. BOTZENHARDT, 1989: Keimzahlen ausgewählter Mikroorganismen in ungetrenntem Hausmüll, Biomüll und Naßmüll bei unterschiedlichen Standzeiten und Außentemperaturen. Forum Städte-Hygiene 40, 290-292
- STROMEINSPEISUNGSGESETZ, 1990: Gesetz über die Einspeisung von Strom aus erneuerbaren Energien in das öffentliche Netz (Stromeinspeisungsgesetz) vom 7.12.1990. Gesetz zur Änderung des Stromeinspeisungsgesetzes vom 28.7.1994. BGBl I 1990 (67), 2633-2634 und BGBl I 1994 (46), S. 1623
- TA LUFT, 1986: Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft) vom 27.02.1986. GMBI. 37 (7), 95-143
- TABASARAN, O. u. A. SIHLER, 1993: Analysenübersicht von Komposten und deren Ausgangsmaterialien unterschiedlicher Herkunft und Standorte. Verbundvorhaben des BMFT "Neue Techniken zur Kompostierung", Teilvorhaben 5. Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte und Abfallwirtschaft, 122 S.
- TASI, 1993: Technische Anleitung Siedlungsabfall: Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz vom 14.5.1993. Bundesanzeiger Jg. 45 (99) vom 29.05.1993, 1-52
- TEXTOR, 1995: Holz, weitgehend ungenutztes, umweltfreundliches Energiepotential - ein Überblick. Unveröffentlichtes Vortragsmanuskript. Forstdirektion Freiburg, Abt. Markt und Holz, Freiburg, 1-12
- THIELEN, W., H. DURRFELD u. J. KINNI, 1993: Die Allein- und Mitverbrennung von schwierigen Brennstoffen in der Wirbelschicht. In: VDI-Gesellschaft Energietechnik (Hrsg.): Wirbelschichtfeuerungsanlagen - Entwicklungen, Erfahrungen, Perspektiven. VDI-Berichte 1081, 285-298
- THIEM, U., 1990: Studie zur energetischen Biomassenutzung. Auftrag des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten. Noell GmbH Würzburg, Kapitel 0903, Titel 68550.
- THOME-KOZMIENSKY, K. J. u. U. PAHL, 1994: Kompostierung von Bio- und Grünabfällen. In: AbfallwirtschaftsJournal 6, 349-383
- THOROE, C., 1993: Zum zukünftigen Aufkommen an Schwachholz. In: Perspektiven für Angebot und Nachfrage auf den Industrieholzmärkten. Forstwissenschaftliche Fakultät der Uni München und Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt (Hrsg.): Schriftenreihe Forstliche Forschungsberichte 127, München, 1-9
- THYSSEN, 1993: Persönliche Mitteilungen der Firma Thyssen Still Otto Anlagentechnik GmbH, Abteilung Entsorgungstechnik, Bochum

- THYSSEN, 1994: Informationen der Firma Thyssen Still Otto Anlagentechnik GmbH, Bochum
- TIMMERMANN, F. u. W. SCHOLL, 1988: Nutzen und Risiken der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlämmen und Siedlungskomposten. In: VDLUFA (Verband deutscher landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten): Abfallstoffe als Dünger. Schriftenreihe 23, 1-25
- TONG, X.L., H. SMITH u. P.L. McCARTY, 1990: Methane Fermentation of Selected Lignocellulosic Materials. Biomass 21, 239-255
- TRAULSEN B.-D. u. G. SCHONHARD, 1987: Sanierung eines Kupferaltstandortes - Modellversuch Standortsanierung - Landwirtschaftliche Forschung 40 (4), 364-370
- TRÖSCH, W. u. U. SCHMID-STAIGER, 1995: Mechanismus des Feststoffabbaus unter anaeroben Bedingungen. In: K. Wiemer u. M. Kern, 1995: Biologische Abfallbehandlung II. Kompostierung - Anaerobtechnik - Kalte Vorbehandlung - Klärschlammverwertung. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 529-541
- TURICK, C.E., M.W. PECK, D.P. CHYNOWTH, E.H. WHITE, L. ZSUFFA u. W.A. KENNY, 1990: Methane Fermentation of Woddy Biomass. Bioresource Technology 37, No.2, 141-147
- TURK, T. u. K. FRICKE, 1992: Betreibermodelle bei der Kompostierung und Vermarktung von Bioabfällen. In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 491-537
- UBA (Umweltbundesamt), 1994: Pilotstation Frankfurt/Main in Offenbach, Persönliche Mitteilungen
- UBA (Umweltbundesamt), 1995: Umweltbundesamt (Hrsg.): Methodik der produktbezogenen Okobilanzen - Wirkungsbilanzierung und Bewertung. UBA-Texte 23, Umweltbundesamt Berlin, 137 S.
- ULLMANN, I., B. HEINDL, H. FLECKENSTEIN u. I. MENGLING, 1988: Die straßenbegleitende Vegetation des mainfränkischen Wärmegebiets. Berichte der ANL 12, 141-187
- ULRICH, K., 1995: Mengenangaben zur Kompostierung 1995. Humuswirtschaft und Kompost 1, S.28
- UMWELT, 1995a: Dioxingehalte von Komposten. Umwelt 25 (3), S. 71
- UMWELT, 1995b: Dioxinbildung beim Kompostiervorgang. Abfallwirtschaft 6, S. 332
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1993a: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Siedlungsabfälle in Baden-Württemberg - Abfallbilanz 1992, Stuttgart, 75 S.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1993b: Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden (VwV anorganische Schadstoffe) vom 24.08.1993. Az.: 44-8810.30-1/46. Gemeinsames Amtsblatt des Landes Baden-Württemberg, Ausgabe A, 41. Jg. (30) vom 29.09.1993, 1029-1036
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1994a: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Siedlungsabfälle in Baden-Württemberg - Abfallbilanz 1993, Stuttgart, 75 S.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1994b: Leitfaden Bioabfallkompostierung. Luft-Boden-Abfall 25, 131 S.
- UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1995: Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.): Siedlungsabfälle in Baden-Württemberg - Abfallbilanz 1994, Stuttgart, 75 S.
- VANDRE, R., 1994: Biomüllkompost - Eignung als Dünger im Landbau. UWSF - Zeitschrift Umweltchem. Ökotox. 6(2), 105-110
- VETTER, A., 1995: Untersuchungen zum Einfluß der Brennstoffart- und qualität auf die Zusammensetzung der Reststoffe und deren Verwertung am Strohheizwerk in Schkölen zur Sicherung der Umweltverträglichkeit. Abschlußbericht 12. Themen-Nr. 4001-2430 H/D/1995. Thüringer Landesanstalt für Umweltschutz und Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 110 S.
- VETTER, E., 1992: Entwicklungen der heutigen Gesellschaft und ihre Konsequenzen für den Naturschutz. In: Landschaftspflege - quo vadis? Kolloquium zur Standortbestimmung und Entwicklung der Landschaftspflege. Tagungsbericht der LfU (Landesanstalt für Umweltschutz), 5-11
- VILSMEIER, K. u. A. AMBERGER, 1980: Umsetzung von Cyanamid, Harnstoff und Ammonsulfat in Abhängigkeit von Temperatur und Bodenfeuchtigkeit. Zeitschrift Pflanzenernährung u. Bodenkunde 143, 47-54
- VLEESCHAUWER, D. de, O. VERDONCK u. P. van ASSCHE, 1981: Phytotoxicity of Refuse Compost. Biocycle Jan./Febr., 44-46
- VNCI (Association of the Dutch Chemical Industry), 1991: Integrated Substance Chain Management. Dutch Chemical Industry

- WAGNER, J., 1995: Torf: Sparsamer Umgang anzuraten. Umweltmagazin 6, 166-167
- WEIDMANN, G., 1992: Die Grüngutentsorgung im Landkreis Rottweil durch den dortigen Maschinen- und Betriebshilfsring. Diplomarbeit
- WEILAND, P. 1994: Anaerobe Feststoffbehandlung. Neue Verfahrenslösungen für eine umweltgerechte Verwertung und Entsorgung biogener Reststoffe. Thermo Prozeß- und Abfalltechnik (3. Ausgabe), Vulkan-Verlag, Essen
- WELLINGER, A., K. WYDER u. E. A. METZLER, 1992: KOMPOGAS - ein neues Verfahren zur anaeroben Behandlung von sortiertem Abfall. In: K.J. Thome-Kozmiensky u. P.A. Scherer (Hrsg.): Getrennte Wertstoffeffassung und Biokompostierung. EF-Verlag Berlin, 201-231
- WELLINGER, A., U. BASERGA, W. EDELMANN, K. EGGER u. B. SEILER, 1993a: Biogas-Handbuch. Grundlagen - Planung - Betrieb landwirtschaftlicher Anlagen. Verlag Wirz Aarau, 178 S.
- WELLINGER, A., K. WYDER u. A.E. METZLER, 1993b: Kompogas - A New System for the Anaerobic Treatment of Source Separated Waste. Wat. Sci. Tech. Vol 27, No.2, 153-158
- WIEGEL, U., 1991: Eigenkompostierung - Teilkonzept der Abfallwirtschaft unter besonderer Berücksichtigung der Eigenkompostierung von Küchenabfällen nach Aufkommen. Technik und Kompostqualität. Dissertation am Fachbereich 21 Umwelttechnik der TU Berlin
- WIEGEL, U., 1992: Eigenkompostierung - Alternative oder Alibi? In: K. Wiemer u. M. Kern (Hrsg.): Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen, 211-222
- WIEMER, K., 1988: Die Kompostierung pflanzlicher Rückstände aus Gärten und Parkanlagen. Tagungsband des Seminars „Abfallberatung in Hessen“ der Hessischen Landesanstalt für Umwelt am 21.4.1988 in Hofheim am Taunus, 11-15
- WIEMER, K. u. M. KERN, 1994: Referenzhandbuch Bioabfall 1994/95. Kompostierung - Anaerobtechnik - Aggregate. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen.
- Wilcke, W. u. H. Döhler, 1995: Schwermetalle in der Landwirtschaft - Quellen, Flüsse, Verbleib. KTBL-Arbeitspapier 217, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- WILDHAGEN, H., P. ZACHER u. B. MEYER, 1987: Modell-Versuch „Göttinger Komposttonne“ - N-, P- und K-Düngewirkung des Biomüll-Komposts zu Getreide im Feldversuch. Mitteilungen der Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft 55, 667-672
- WINTZER, D., B. FURNISS, S. KLEIN-VIELHAUER, L. LEIBLE, C. LEICHSEN-RING, E. NIEKE u. H. TANGEN, 1994: Modellversuch „Wärme und Strom aus nachwachsenden Rohstoffen“ - Auswertung von 30 Machbarkeitsstudien. Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe, Bd. 1, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
- WINTZER, D., B. FURNISS, S. KLEIN-VIELHAUER, L. LEIBLE, E. NIEKE, CH. ROSCH u. H. TANGEN, 1993: Technikfolgenabschätzung zum Thema Nachwachsende Rohstoffe. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Sonderheft, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup
- WIPPERMANN, H.-J., 1992: Produktion von Holzbiomasse im Kurzumtrieb. Ernte und Lagerung (Projektteil 3). Unveröffentlichter Bericht des Institut für Forsttechnik der Universität für Bodenkultur Wien
- WITTE, H., M. WEINBERGER u. R. WILLEKE, 1992: Umweltschutzmaßnahmen und volkswirtschaftliche Rentabilität. UBA-Berichte 4, Erich Schmidt Verlag, 352 S.
- WURST, F., Th. PEY, R. BOOS u. K. SCHEIDL, 1991: Untersuchungen zur PCDD/F-Emission bei der Holzverbrennung. Organohalogen Compounds 7, 197-199
- WUSTMANN, U., R. GOHR, J. MARABINI u. P. ROTHMUND, 1987: Modellversuch zur dezentralen Sammlung und zentralen Kompostierung von Gartenabfällen im Landkreis Erlangen-Höchstadt. Müll und Abfall 10, 393-403
- ZAK, 1993: ZAK Planungs-, Management- und Betriebsanlagen GmbH: Projektunterlagen zur Vergärungsanlage Südliches Oberallgäu
- ZIT (Zentrale Informationsstelle Torf und Humus), 1994: Die Torf- und Humuswirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland - ein Portrait. ZIT, Hannover