

Ökologisches Leistungsprofil von Verfahren zur Behandlung von biogenen Reststoffen

Kompass für die Entscheidungsfindung
vor dem Hintergrund der geplanten Überarbeitung
des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes

Entwickelt in Kooperation mit 
VHE - Verband der Humus- und Erdenwirtschaft e. V.

EPEA Internationale Umweltforschung GmbH
Hamburg, April 2008

Kompass für eine ökologisch effektive Kreislaufführung von Bioabfall

Derzeit finden Beratungen zur Überarbeitung des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes (EEG) statt. Diese ist geplant, um das Europäische Recht umzusetzen, das darauf abzielt, den Anteil erneuerbarer Energien am gesamten Energieverbrauch der EU von derzeit etwa 6,5 Prozent auf 20 Prozent zu erhöhen. Die von der Bundesregierung vorgeschlagenen Ziele sind noch ehrgeiziger. Wenn andere Mitgliedstaaten folgten, könnte demnach ihr Erneuerbaren-Energien-Anteil an der Stromversorgung von derzeit deutlich über 13 Prozent (Ende 2007) bis zum Jahr 2020 auf 25 bis 30 Prozent steigen und sich weiter kontinuierlich erhöhen, so sehen es die Pläne vor [1].

Für die Etablierung von entsprechenden Technologien sollen – wie in der ersten Fassung des EEG – Anreize geschaffen werden, welche die Entscheidungen über den Umgang mit Bioabfällen in Richtung einer energetischen Verwertung beeinflussen könnten. Eine eindimensionale Betrachtung des Potenzials zur Senkung von Treibhausgasemissionen durch die energetische Verwertung von Bioabfällen könnte jedoch dazu führen, die größere ökologische Bedeutung von biologischen Prozessen, die das Heizwertpotenzial von Bioabfällen überhaupt nicht oder nur teilweise verwerten, zu übersehen und aufgrund von Kapitalbindung auf Jahrzehnte hin nicht mehr umsetzbar zu machen.

Es ist das Anliegen dieses Papiers, einen methodologischen Beitrag zu leisten, damit Entscheidungen über den Umgang mit biogenen Materialien besser begründet werden, indem Optionen hinsichtlich ihrer komplexen und multidimensionalen ökologischen Bedeutung vergleichbar gemacht werden.

Ein Kompass dafür wird im Folgenden skizziert. Die Ambition dieses Papiers ist es, eine Diskussion über den Umgang mit biogenen Stoffströmen aus einer Perspektive anzuregen, die darauf abzielt, Ressourcen effektiv zu nutzen und ihre Erneuerung nicht weniger effektiv zu gestalten. Sie leitet sich vom methodologischen Ansatz des *Cradle to Cradle* Designs der EPEA Internationale Umweltforschung GmbH ab [2] und wurde in Kooperation mit dem VHE – Verband der Humus- und Erdenwirtschaft e.V entwickelt.

Fünf ökologische Wirkungsthemen strukturieren den Kompass und die zugrunde gelegten Indices. Die fünf Wirkungsthemen sind die Bodenfruchtbarkeit, die Biodiversität, die Bodenstrukturqualität, der Klimaschutz und der Schutz vor zusätzlichen Schadstoffeinträgen. Die Indices sind dimensionslose Zahlen zwischen 0 und 1 und gehören zwei Typen an. Indices vom Typ I beschreiben eine Eigenschaft der ökologischen Leistungsfähigkeit, die Bioabfall, Behandlungsprozess und Verbleib der Outputs an und für sich charakterisieren. Indices vom Typ II integrieren zudem einen räumlichen und zeitlichen Bezug: Deutschland in einem Jahr.

Der Kompass wird auf modellhafte Prozesse der Kompostierung, der Vergärung (mit anschließender Kompostierung des Gärrückstandes) und der Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen des Biotonnenabfall- und Grünschnittpotenzials in Deutschland in einem Jahr angewandt.

Die Entwicklung des Kompasses und die getroffenen Annahmen zur Charakterisierung des Bioabfalls, der Verarbeitungsprozesse und der Anwendung ihrer Outputs werden im Folgenden dargestellt. Erste Schlüsse werden dann über die ökologische Leistungsfähigkeit der betrachteten Prozesse gezogen und nächste Schritte für die Verfeinerung dieser neuen Methode und für die Ausweitung ihrer Anwendung werden vorgeschlagen.

Bioabfall, Behandlungsprozesse und Outputanwendung

Eine Vielzahl von biogenen Materialien fallen jedes Jahr in der Landwirtschaft und in Siedlungsräumen an. Für ihre Behandlung bestehen verschiedene Prozessalternativen, die sich hinsichtlich der Führung von Nährstoffen in biologische Kreisläufe und ihrer energetischen Verwertung unterscheiden. Im Folgenden konzentrieren wir uns auf zwei Ströme von Bioabfällen, die in Siedlungsräumen anfallen (Biotonnen- sowie Garten- und Parkabfälle, zusammen im Folgenden als „**Bioabfall**“ bezeichnet) und auf die Darstellung der ökologischen Leistung ihrer modellhaft vollständigen Behandlung entweder durch Kompostierung, durch Vergärung mit anschließender Biogasverwertung und Kompostierung des Gärrückstandes oder durch Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen.

In einer vorigen Untersuchung hatten wir bei Berücksichtigung von getrennt gesammelten Bioabfällen, biogenen Materialien im Restmüll und eigenkompostiertem Bioabfall ein Bioabfallgesamtpotenzial von 17,6 Mio. Tonnen pro Jahr in Deutschland ermittelt (215 kg pro Einwohner) [3]. Ein kürzlich im Auftrag des Bundesumweltamtes erstelltes Inventar von biogenen Reststoffen kommt auf ähnliche Größenordnungen [4]. Der Konsistenz wegen verwenden wir hier weiter unsere früheren Zahlen.

Tab. 1: Bioabfallzusammensetzung

Trockenmasse – TM (% von Feuchtmasse - FM)	44,00%
Kohlenstoff/Stickstoff- Verhältnis - C/N	25,4
Stickstoff – N (%TM)	1,27%
Phosphor – P (%TM)	0,21%
Kalium – K (%TM)	0,61%
Magnesium – Mg (%TM)	0,30%
Calcium - Ca (%TM)	1,99%

Die Zusammensetzung dieses Stoffstroms ist Gegenstand von zahlreichen Veröffentlichungen [siehe 4,5;6;7;8;9 und andere], die auf die typische Zusammensetzung in Tab.1 hindeuten.

Im Folgenden werden drei Szenarien der Umwandlung des Bioabfalls dargestellt: Die Kompostierung mit anschließender Nutzung des Komposts zur Düngung und Bodenumusregenerierung, die Vergärung mit anschließender energetischer Verwertung des Biogas und Kompostierung des Gärrückstandes, ebenfalls mit anschließender Nutzung des Komposts zur Düngung und Bodenumusregenerierung, und die Verbrennung im Kontext einer Müllverbrennungsanlage. Jedes Szenario wird mit einer Tabelle dargestellt, in der der Transfer des ursprünglichen Bioabfalls bis zum Dauerhumus bzw. zu Luft- oder Wasseremissionen (wenn zutreffend) verfolgt wird (Abkürzungen der Tab.1 werden weiter verwendet; TK steht für Transferkoeffizient). In allen Szenarien wird zum Zweck der Vergleichbarkeit der Bioabfallinput auf 1 Tonne Frischmasse normiert.

Kompostierung

Im ersten Szenario wird der Bioabfall kompostiert. Der Kompost ist die erste Etappe auf dem Weg zur Humifizierung des Bioabfalls, die im Boden fortgesetzt wird, bis sich ein stabiler Dauerhumus einstellt. Während der Kompostierung des Bioabfalls findet ein Rotteverlust von 60% (Transferkoeffizient für die Frischmasse: 40%) und eine Abnahme des C/N-Verhältnisses, um typischerweise etwa 16 im Kompost zu betragen. Die verlorene Festmasse findet sich überwiegend in Form von Kohlendioxid und Wasserdampf in der Luft wieder. Weitere Gase werden gebildet, zu denen überwiegend Ammoniak zählt. Auch geringe Mengen an Methan (CH₄), Stickstoff (N₂) und Lachgas (N₂O) werden gebildet. Nach Austragen des Kompostes zur Düngung und Humusbildung im Boden sinkt das C/N-Verhältnis weiter auf einem typischen Wert von 10. Nur ein Teil des Stickstoffes (etwa 10%) wird in pflanzenverfügbarer Form freigesetzt und der Humus hat einen typischen Kohlenstoffgehalt im Humus von 58% [10]. Die Kombination dieser Indices ergibt, dass eine Größenordnung von

Tab. 2: Bioabfallkompostierung									
Zusammensetzung	Bioabfall (kg)		TK	Kompost (kg)			TK	Humus (kg)	
		% v. TM			% v. TM	Luft (kg)			Luft (kg)
FM	1000		40,0%	400					
TM	440	100		256	100		24%	60	
C/N	25,4			15,9				10	
C/TM								58%	
C									
Organisch gebunden	141	32,1	43,8%	62,0			56,6%	35,1	
In CO ₂ -Form			55,6%			78,6	43,4%		26,9
In CH ₄ -Form			0,6%			0,8			
N	5,6	1,27		3,9			90%	3,5	
Organisch gebunden	5,6		70%				0,1	0,4	
Pflanzenverfügbar (NH ₃)									
In NH ₃ -Form			28,8%			1,6			
In N ₂ -Form			0,6%			0,03			
In N ₂ O-Form			0,6%			0,03			
P	0,9	0,21	100%	0,9	0,36		100%	0,9	
K	2,7	0,61	100%	2,7	1,05		100%	2,7	
Mg	1,3	0,30	100%	1,3	0,51		100%	1,3	
Ca	8,8	1,99	100%	8,8	3,42		100%	8,8	

60 kg Dauerhumus pro Tonne Bioabfall gebildet werden, wenn man davon ausgeht, dass keine gasförmigen Stickstoffverbindungen durch den weiteren Abbau von Kompost im Boden gebildet werden.

Während der Kompostierung wird kein Sickerwasser gebildet, wenn der Bioabfall ein Mindest-Strukturmaterialanteil von 20 Volumenprozent aufweist [11]. Unter diesen Voraussetzungen wird davon ausgegangen, dass die im Bioabfall vorhandenen Pflanzennährstoffe – Phosphor, Kalium, Magnesium, Kalzium, sowie Spurenelemente sich in konzentrierter Form vollständig im Kompost wieder finden.

Für die Bildung dieses Szenarios wurden Zahlen der Entsorgungsgemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. als Orientierung herangezogen [11]. Der recht vollständige Datensatz in dieser Quelle findet Bestätigung in anderen Quellen [12 und darin zitierte Literatur]. Lediglich der Methanemissionswert, der als eher typisch für eine schlecht geführte Kompostierung gilt, ist in Anlehnung an [12] korrigiert worden.

Vergärung

Beim hier betrachteten einstufigen mesophilen Naßvergärungsverfahren bilden sich ein zur Energieerzeugung interessantes methanreiches Biogas und ein Gärrückstand, der sich nach Pressen in einen Abwasserstrom und einen festen Gärrückstand teilt [7]. Das gesamte Biogas wird in einem Blockheizkraftwerk energetisch verwertet. Der Gärrückstand teilt sich nach Verfestigung in zwei Strömen: Der feste Rückstand wird in einer Nachrotte kompostiert und der Abwasserstrom in eine Kläranlage geführt.

Tab. 3: Bioabfallvergärung mit Kompostierung des Gärrückstandes										
Zusammensetzung	Bioabfall (kg)		TK	Kompost nach Nachrotte von Gärrückstand (kg)				TK	Humus (kg)	
		% v. TM			% v. TM	Luft (kg)	Abwasser (kg)		Biogas (kg)	
FM	1000									
TM	440	100	48%	209	100			30%	62,9	
C/N	25,4			13,9					10,0	
C/TM									58%	
C										
Organisch gebunden	141	32,1	40%	56,6	27,1			65%	36,6	
In CO ₂ -Form			17,8%			25,2		35%		20,0
In CH ₄ -Form			1,8%			2,5				
In sonstiger org. Form			0,4%			0,6				
In Biogas-Form			40%				56,6			
N										
Organisch gebunden	5,6	1,27			2,1					
Pflanzenverfügbar	5,6		73%	4,1				90%	3,7	
Gelöst in Abwasser			16%				0,9	10%	0,4	
In Biogas-Form			1%			0,06				
In NH ₃ -Form			9,6%			0,53				
In N ₂ -Form			0,2%			0,01				
In N ₂ O-Form			0,2%			0,01				
P	0,9	0,21	76%	0,7	0,34		0,2	100%	0,7	
K	2,7	0,61	74%	2,0	0,95		0,7	100%	2,0	
Mg	1,3	0,30	89%	1,2	0,55		0,1	100%	1,2	
Ca	8,8	1,99	77%	6,8	3,24		2,0	100%	6,8	

Vierzig Prozent des im Input enthaltenen Kohlenstoffes finden sich im Biogas wieder. Typischerweise werden etwa 100 m³ Biogas pro Tonne Bioabfall erzeugt mit einem Heizwert von 4 bis 7 kWh/m³ Biogas, je nach Methangehalt (5 kWh im Szenario), so dass ein Brutto Heizwertertrag von 500 kWh pro Tonne Bioabfall erwartet wird. Das Biogas wird in einem Gasheizkraftwerk in Wärme und Elektrizität umgewandelt. Zieht man einen Eigenbedarf der Anlage in Höhe von 100 kWh / Tonne Bioabfall und setzt man eine vergleichbare Effizienz der Umwandlung von Erdgas mit einem doppelt so hohen Heizwert und einem Kohlenstoffgehalt von 70% voraus, so sind es 22,5 kg fossiler Kohlenstoff oder 82 kg treibhausrelevantes Kohlendioxid, die durch die Produktion und energetische Verwertung des Biogasoutputs der Vergärung von einer Tonne Bioabfall substituiert werden.

Der Prozess emittiert allerdings auch die Treibhausgase Methan und Lachgas während der Nachrotte des Gärrückstandes.

Der Stickstoffumbau erfolgt ähnlicherweise in zwei Etappen. Ein Prozent findet sich in Form von Biogas und 16 Prozent werden ausgewaschen. Der Rest befindet sich im festen Gärrückstand und wird während der Nachrotte zu zehn Prozent in Luftemissionen umgesetzt. So bleiben am Ende des Prozesses 40 Prozent des Kohlenstoffes und 73 Prozent Stickstoffs organisch gebunden. Das C/N-Verhältnis verringert sich innerhalb des gesamten Vergärungsverfahrens von 25,4 auf 13,9.

Im Abwasserstrom enthaltene Nährstoffe und Spurenelemente verlassen im derzeitigen Stand des Stoffstrommanagements den biologischen Kreislauf.

Für die Bildung dieses Szenarios sind erneut Analysen der bereits erwähnten Untersuchung der Entsorgungsgemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. herangezogen worden

[7]. Die verwendeten Transferkoeffizienten für Nährstoffe und Spurenelemente decken sich weitgehend mit anderweitig veröffentlichten Zahlen. In dieser Quelle erwähnte Energieerträge und Methanemissionen während der Gärrückstandkompostierung erscheinen jedoch als niedrig. Sie sind in dem vorliegenden Modell in Anlehnung an [13;14;15,16] nach oben korrigiert worden.

Verbrennung

Eine weitere Option der Behandlung des organischen Reststoffstroms ist die Verbrennung. Aufgrund der hohen Feuchtigkeit des Bioabfalls ist allerdings der Heizwert gering. In Anlehnung an [4] werden dem Rechenmodell 5,5 MJ/kg zugrunde gelegt. Bioabfall ist nicht selbstständig brennbar. Die Verbrennung des Bioabfalls erfolgt daher als Mitverbrennung zusammen mit energiereicheren Fraktionen, z.B. in Müllverbrennungsanlagen. Die undefiniertheit bzw. Toxizität der Abfallgemische führt zu festen Rückständen, wie Aschen und Schlacken, die natürlich in der Landwirtschaft nicht eingesetzt werden können. Damit gehen wertvolle Pflanzennährstoffe gänzlich verloren. Sie müssen durch mineralische und synthetische Düngemittel kompensiert werden.

Nichtsdestotrotz haben wir eine geringe Energiegutschrift, die verwertet werden könnte. An anderer Stelle würden dadurch fossile Brennstoffe substituiert und treibhausrelevante Emissionen vermieden werden. Den Kalkulationen wird ein Wirkungsgrad der Müllverbrennungsanlage von 75 Prozent bzw. - nach Abzug des Anlageneigenbedarfs - von 45 Prozent zugrunde gelegt [17]. Diese Werte gelten für den normalen Hausmüll und stellen daher für den Bioabfallanteil konservative Annahmen dar. Im Vorgriff auf die nachfolgenden Kalkulationen kann hier schon gesagt werden, dass das Energieeinsparungspotenzial durch eine wie auch immer geartete Verbrennung von Bioabfall verschwindend gering ist.

Der Kompass

Struktur des Kompasses

Verschiedene Optionen der Verwertung von biogenen Reststoffen haben unterschiedliche Outputs, deren Anwendung ökologisch unterschiedlich leistungsfähig sein kann. Die Bewertung der ökologischen Leistung von verschiedenen Optionen aus Reststoffzusammensetzung, Prozesseigenschaften und Verbleib der Prozessoutputs orientiert sich an ökologisch günstigen Effekten, die jeweils eine Qualität für sich darstellen.

Die vergleichende Bewertung der ökologischen Leistungsfähigkeit erfolgt mit einem Säulendiagramm. Jede Säule bildet dabei eine eigene Dimension von ökologischer Qualität ab. Für jedes oben geschilderte Szenario und jedes Qualitätsthema wird ein dimensionsloser Index zwischen 0 und 1 generiert. Dieser macht es möglich, die Leistungsfähigkeit eines Szenarios für ein bestimmtes Thema der ökologischen Qualität mit der Leistungsfähigkeit hinsichtlich eines anderen Qualitätsthemas zu vergleichen. In der gleichen Weise wird es möglich, die verschiedenen Szenarien für ihre Leistung hinsichtlich eines bestimmten Index zu vergleichen.

Der Extremwert „0“ bildet die Abwesenheit von ökologischer Leistung des Prozesses für die betrachtete Qualität ab. Der andere Extremwert „1“ entspricht der theoretisch maximal denkbaren Leistung, die hinsichtlich der betrachteten Qualität erreicht werden könnte. Die Bedeutung dieser Extremwerte wird für jedes Thema näher erläutert.

Im Folgenden wird der Kompass entwickelt und seine Aussagekraft anhand eines Vergleichs der oben beschriebenen Optionen für die Behandlung des in Tab. 1 dargestellten Bioabfalls illustriert.

Auswahl der Themen

Günstige ökologische Effekte der Bioabfallbehandlung, die für ein bestimmtes Ausgangsmaterial je nach Szenario mehr oder weniger ausgeprägt sein können, sind Beiträge:

- zur Bodenfruchtbarkeit
- zur Biodiversität
- zur Qualität der Bodenstruktur (Schutz gegen die Bodenerosion)
- zur Vermeidung von Schadstoffeinträgen in biologische Kreisläufe durch Nährstoffsubstitutionseffekte
- zum Klimaschutz

Um die Auswirkungen eines Verfahrens auf einen organischen Reststoffstrom zu charakterisieren, werden zwei Typen von Indices eingesetzt. Indices vom Typ I lassen sich durch Kombinationen von Größen aus Materialinput, Prozesseigenschaften und Verbleib der Outputs allein ableiten. Bei Indices vom Typ II werden diese Größen in Relation zu einem bestimmten ländlichen und zeitlichen Raum gesetzt (hier – Deutschland in einem Jahr).

Bodenfruchtbarkeitsindex (Typ I)

(Humus-TM) + (Pflanzenverf. N) + (Nährstoffe P_2O_5 , K_2O , MgO , CaO)
(Bioabfall-TM)

1 = Die gesamte Masse des Prozessinputs findet sich im Output wieder, um zur Bodenfruchtbarkeit beizutragen.

0 = Der Prozess vernichtet gänzlich das Potenzial des Bioabfalls, zur Bodenfruchtbarkeit beizutragen

Beiträge von organischen Bioabfallbehandlungsverfahren auf die Bodenfruchtbarkeit ergeben sich aus der Fähigkeit, im biologischen Reststoffinput potenziell enthaltene

- Nährstoffe in pflanzenverfügbarer Form tatsächlich freizusetzen
- organische Materie, zur Qualität des Bodens als Lebensraum für tierische oder pflanzliche Organismen beizutragen. Eine Bodenstruktur mit Hohlräumen, die Humus ermöglicht, sorgt für Luft und die Möglichkeit einer Atmungsaktivität der Bodenorganismen.

Der Beitrag des Bioabfalls bzw. seines Umwandlungsprozesses zur Bodenfruchtbarkeit hängt vom Verhältnis zwischen dem bildbaren Humus und den Pflanzennährstoffen, die gebildet bzw. pflanzenverfügbar gemacht werden können, einerseits und dem Eingangsbioabfall, andererseits, ab. Dieser Quotient bildet den Bodenfruchtbarkeitsindex ab, der vom Typ I ist.

Umso stickstoff- und nährstoffreicher der Bioabfall ist, desto höher ist der Bodenfruchtbarkeitsindex. Umso kohlenstoffreicher der Bioabfallinput ist, desto geringer ist der Index.

Der Vergleich des Bodenfruchtbarkeitsindices nach Anwendung auf die drei Szenarien zur Behandlung des in Deutschland verfügbaren Bioabfall-

potenzials zeigt vergleichbare Ergebnisse für die Kompostierung und für die Vergärung. Ein leichter Nachteil der Vergärung mit

	Bodenfruchtbarkeitsindex
Kompostierung	0,183
Vergärung	0,179
Verbrennung	0,000

anschließender Kompostierung des Gärrückstandes gegenüber der Kompostierung ergibt sich aus einem Verlust an Nährstoffen im Abwasser, der teilweise durch ein leicht höheres Potenzial des Vergärungsrückstandes gegenüber dem Kompost, Humus zu bilden, kompensiert wird. Die Mitverbrennung mit heizwertreichem Abfall in einer Müllverbrennungsanlage führt zum Verlust der organischen Materie und der Nährstoffe: Die Müllverbrennung vernichtet das Bodenfruchtbarkeitspotenzial, das dem Bioabfall innewohnt.

Biodiversitätsindex (Typ I)

**(Kompost-TM) - (Humus-TM)
 (Bioabfall-TM)**

„1“ = Größtmögliche Ausschöpfung des Potenzials des Bioabfalls, zur Bodenbiodiversität beizutragen.

„0“ = Der Prozess vernichtet den potenziellen Beitrag des Bioabfalls zur Biodiversität.

Wenn Nährstoffe und Humus die Bodenfruchtbarkeit bestimmen, hängt die Mobilisierung der Nährstoffe und das gesunde Wachstum von Pflanzen von der Möglichkeit für vielfältige Organismen ab, sich zu etablieren und miteinander und mit den Pflanzen zu interagieren. Diese Biodiversität ist von entscheidender Bedeutung, um die Pflanzennährstoffe den Pflanzen zur Verfügung zu stellen und die Vermehrung von Phytopathogenen zu kontrollieren.

Die Differenz zwischen der z.B. in Form von Kompost ausgetragenen Trockenbiomasse und der Trockenmasse, die sich in Form von Pflanzennährstoffen und Humus wieder findet, ist die Energiequelle, die diese Vielfalt von Bodenorganismen im Boden ermöglicht. Dies bildet die rationale Basis für die Bildung des Biodiversitätsindex vom Typ I, indem diese Differenz in Relation zur Trockenmasse des Eingangsbioabfalls gesetzt wird.

Umso geringer der Biodiversitätsindex ist, desto weniger Energie steht für die Etablierung und Stabilisierung von komplexen Populationen von Bodenorganismen und speziell von Bodenmikroorganismen zur Verfügung. Der Vergleich des Biodiversitätsindex der drei Prozesse in der nebenstehenden Tabelle zeigt die Überlegenheit der Kompostierung gegenüber den anderen Prozessen und die gänzliche Vernichtung dieses Potenzials von Bioabfall durch die Verbrennung.

	Biodiversitätsindex
Kompostierung	0,446
Vergärung	0,332
Verbrennung	0,000

Bodenstrukturindex (Typ II)

**(Humuspotenzial durch Bioabfall in D im Jahr)
 (Humuserneuerungsbedarf in D im Jahr)**

„1“ = Der Humuserneuerungsbedarf in Deutschland in einem Jahr ist gänzlich gedeckt.

„0“ = Der Prozess trägt zu keiner Humuserneuerung bei.

Der Bodenstrukturindex bezeichnet die Fähigkeit der Reststoffbehandlungsoption, zur Stabilität der Böden und damit zum Schutz gegen ihre Erosion durch Wind und Wasser beizutragen.

Nach dem Regen versickert das Regenwasser ins Grundwasser, fließt auf der Oberfläche

entlang des Gefälles ab, evaporiert oder wird durch die Vegetation aufgenommen.

Humus hat die Fähigkeit, das vierfache seines Eigengewichts an Wasser zu binden [18]. Durch diese hygroskopische Eigenschaft kann er eine Pufferfunktion übernehmen und die Konsequenzen von extremen Ereignissen, sei es Wasserüberfluss oder Versorgungsmängel, abmildern.

Humus unterstützt außerdem die Struktur des Bodens, indem er Hohlräume ermöglicht. Dies bedeutet einen weiteren Schutz gegen extreme äußere Einflüsse. Der Abfluss von Regenwasser aufgrund des Bodengefälles wird aufgrund der hygroskopischen Eigenschaft von Humus zurückgehalten und Bodenhohlräume dienen als zusätzliche Wasserspeicherkapazität. Ein schneller und starker Abfluss von Wasser talabwärts, mit Erosion als Folge, wird entsprechend stark eingedämmt bis – je nach zeitlichem Verteilungsprofil der Regenfälle – auf Null gebracht. Humus dämmt zudem die Verdunstung des Regenwassers ein und hält somit Wasser für die Vegetation länger verfügbar. Die Folge ist, dass der Bedarf an künstlicher Bewässerung reduziert werden kann. Wasserreserven für die Versorgung von Menschen werden in zweifacher Hinsicht geschützt. Erstens, es wird weniger Grundwasser entnommen. Zweitens, es steht mehr Regenwasser zur Verfügung, um Grundwasserentnahmen zu kompensieren.

Humus beeinflusst die Struktur und die Kohäsion des Bodens wesentlich, indem er als Kitt zwischen den mineralischen Bestandteilen des Bodens wirkt. Diese Eigenschaft schützt nicht nur den nassen Boden gegen Wassererosion, sondern auch den trockenen Boden gegen Winderosion.

Vor dem Hintergrund einer Diskussion über Bodenerosion und eine zunehmende Wasserknappheit kann der Wert von Humus nicht hoch genug eingeschätzt werden [19].

Der Bodenstrukturindex ist vom Typ II: Das Potenzial zur Humusbildung mit dem in Deutschland in einem Jahr verfügbaren Bioabfall wird in Relation zum Humuserneuerungsbedarf in Deutschland im gleichen Zeitraum gesetzt. Auf der Abbau der Dauerhumus erfolgt in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung (Fruchtart). Während mehrjährige Feldfruchtarten, Zwischenfrüchte, Brachen und Leguminosen zu einer Humusbildung beitragen, führen die meisten Hauptfruchtarten zu einem Humusabbau. Dieser variiert zwischen 280 kg Humuskohlenstoff bei Ölpflanzen und 760 kg bei Zuckerrüben pro ha und Jahr [10].

Eine Abnahme von Humuskohlenstoff von 500 kg pro ha und Jahr erscheint somit als eine realistische Größenordnung, um den Humuserneuerungsbedarf auf der gesamten Ackerfläche von 11,9 Mio. ha in Deutschland zu beschreiben [20]. Ein mittlerer Kohlenstoffgehalt von 2% in den ersten 25 cm des Bodens wird der Berechnung des Bodenstrukturindex zugrunde gelegt (in Anlehnung an [21]). Mit einer Bodendichte von 2 Tonnen / m³ Boden lässt sich errechnen, dass 100 Tonnen Humuskohlenstoff in einem ha Ackerboden gelagert sind. Der jährliche Humuserneuerungsbedarf beträgt somit 0,5% oder 10 Mio. Tonnen Humus pro Jahr in Deutschland.

Das Humuserneuerungspotenzial mit dem in Deutschland verfügbaren Bioabfallpotenzial von 17,6 Mio. Tonnen in den 3 Prozessszenarien ist in der nebenstehenden Tabelle dargestellt.

	Bodenstrukturindex
Kompostierung	0,104
Vergärung	0,108
Verbrennung	0,000

Auch hier sind die beiden biologischen Prozesse gleichermaßen leistungsfähig, während die Verbrennung keinen Beitrag zur Aufrechterhalten einer guten Bodenstruktur leistet.

Index zum Schutz vor zusätzlichen Schadstoffeinträgen (Typ II)

(Pflanzenverfügbares P_2O_5 im Kompostpotenzial in D im Jahr)

(Phosphorbedarf in D im Jahr)

„1“ = mit dem Ergebnis der Behandlung des Bioabfallpotenzials werden jegliche zusätzliche Schadstoffeinträge in den biologischen Kreislauf vermieden.

„0“ = Mit der Anwendung des Prozesses finden maximale Schadstoffeinträge in den biologischen Kreislauf statt. Beim derzeitigen Bedarf an Phosphaterzen sind es 5 t Cadmium und 31 t Uran **pro Jahr** in Deutschland.

Hier wird vorausgesetzt, dass Spurenelemente, die im Bioabfall enthalten sind und in konzentrierter Form als Schadstoffe gelten würden (z.B. Schwermetalle, seien sie Gegenstand von gesetzlichen Regelungen oder nicht), als Bestandteile des biologischen Kreislaufs anzusehen sind. Mineralische Nährstoffe und diese Spurenelemente stehen in einem bestimmten Verhältnis zueinander. Prozesse zur Behandlung von Bioabfall (Kompost, kompostierter Vergärungsrückstand) ändern an diesen Verhältnissen wenig, auch wenn sie zu einer Konzentrierung der Spurenelemente führen. Ihre Ergebnisse stellen deshalb bei landwirtschaftlicher Verwertung keine Quellen von Schadstoffen, sondern eine Aufrechterhaltung des Zyklus der Spurenelemente dar, wenn die Nährstoffe in rationaler Weise angewandt werden.

Wenn die Nährstoffe - und im Tross die Spurenelemente - dem biologischen Kreislauf entzogen und deshalb durch den Kreislauf fremde Ressourcen ersetzt werden müssen, sind toxische Begleitelemente dagegen echte Schadstoffeinträge in den Kreislauf. Dies ist der Fall, wenn Phosphor den biologischen Kreislauf verlässt und Cadmium, Uran und andere Schwermetalle durch Import von mineralischem Erzphosphat in den biologischen Kreislauf mit importiert werden. Diese Quelle für Schadstoffe wird hier in erster Annäherung als die einzig relevante Quelle für solche Schadstoffe betrachtet.

Diese Tatsachen führen zu einem eigenen Index für die Abbildung des Beitrages einer Bioabfallbehandlungsoption zum Schutz vor zusätzlichen Schadstoffeinträgen in biologischen Kreisläufen.

Statistiken über den Phosphatverbrauch geben in erster Annäherung eine Größenordnung des Phosphorkreislaufschließungsdefizites in Deutschland wieder. Die Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) geht von einem Phosphatverbrauch von 99.287 t im Jahr 2005 mit einem Rückgang um 65% seit 1995 aus [22]. Der Industrieverband Agrar geht dagegen von einem P_2O_5 -Verbrauch von 264.610 t im Düngjahr 2006/2007 aus [23]. Die Gründe für diese stark divergierenden Zahlen sind bislang nicht erklärt.

Der Urangehalt im Rohphosphat hängt stark von der Herkunft ab: bei magmatischen Apatiten, die vulkanischen Ursprungs sind, ist der Urangehalt mit meist unter 3 mg Uran pro kg deutlich niedriger als in Lagerstätten, die durch Ablagerungen am Meeresboden entstanden sind (50-150 mg Uran pro kg) und den größten Anteil an bekannten Vorkommen darstellen [24]. Bei Annahme einer kompletten Deckung des Phosphatbedarfs von 264.610 t mit einem Urangehalt von 120 mg/kg P_2O_5 würden 31 t Uran im Jahr auf landwirtschaftliche Böden ausgetragen werden.

In gleicher Weise würden 5 t Cd im Jahr auf landwirtschaftliche Flächen ausgetragen werden, wenn ein typischer Cadmiumgehalt von 20 mg/kg P_2O_5 angenommen wird (Variationen zwischen 0,5 und 150 mg/kg um diesen Wert [25]).

Die mineralische Phosphatsubstitutionsrate, die durch Ausschöpfung des Phosphatertragspotenzials vom Bioabfall in einer Behandlungsprozessoption möglich wird, wird zugleich der Index für die Abbildung des Schutzes von biologischen Kreisläufen vor Einträgen von zusätzlichen Schadstoffen. Dieser Index ist vom Typ II. Seiner Berechnung wird der vom Industrie-

verband Agrar angegebene Phosphatbedarf zugrunde gelegt.

Die biologischen Bioabfallbehandlungsprozesse sind in der Lage, einen hohen Beitrag zur Vermeidung von zusätzlichen Schadstoffeinträgen in biologische Kreisläufe zu leisten. Auch hier versagt die Mitverbrennung des Bioabfalls in Müllverbrennungsanlagen, einen Beitrag zum Schutz der Lebensgrundlagen zu leisten: Die mineralischen Nährstoffe des Bioabfalls finden sich mit allerlei Schadstoffen in der Schlacke wieder und können landwirtschaftlich nicht verwertet werden.

	Index für den Schutz vor zusätzlichen Schadstoffeinträgen
Kompostierung	0,142
Vergärung	0,108
Verbrennung	0,000

Bei diesem Index würde das Ergebnis anders aussehen, wenn abweichend vom Szenario der Bioabfallmitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen, die Einzelverbrennung von trockenem, nativem Holz mit anschließender Verwendung der Asche zu Düngungszwecken, betrachtet würde.

Klimaschutzindex (Typ II)

(Vermiedene Emissionen) – (Emissionen durch Behandlung des Bioabfallpotenzials) (Gesamte Treibhausgasemissionen)

„1“ bedeutet, dass der Prozess ermöglicht, alle treibhausrelevanten Emissionen eines Jahres zu kompensieren.

„0“ bedeutet, dass der Prozess zu keiner Kompensation der treibhausrelevanten Gasemissionen eines Jahres in Deutschland beiträgt.

Ein in Zusammenhang mit der energetischen Verwertung von biogenen Reststoffen angeführtes Argument, ist ein Beitrag zum Klimaschutz durch Substitution von fossilen Brennstoffen. Dem gegenüber steht, dass Humusbildung und damit Kohlenstoffbindung im Boden ebenfalls zum Klimaschutz beiträgt und verloren gehende Nährstoffe durch Mineraldünger ersetzt werden müssten, deren Produktion Treibhausgasemissionen nach sich ziehen.

In einem Index von Typ II wird der Beitrag der Bioabfallbehandlungsoptionen, treibhausrelevante Gasemissionen zu kompensieren, in Relation zur gesamten Emission an Kohlendioxid (CO₂) eines Jahres in Deutschland gesetzt. Dies sind 900 Mio. t [26].

Unter Anwendung der Parameter, die in der Beschreibung des Prozesses der Mitverbrennung von Bioabfall in einer Müllverbrennungsanlage oben vorgestellt worden sind, wird mit einem Wirkungsgrad von 75 Prozent von einem gering nutzbaren Energieertrag von max. 4,1 MJ / kg Bioabfall ausgegangen. Bei Berücksichtigung des Anlageneigenbedarfs und somit des tatsächlichen Wirkungsgrades der Anlage schrumpft diese Zahl auf 2,5 MJ / kg.

Legt man diese Zahlen der Kalkulation der eingesparten Emissionen an Treibhausgasen zugrunde, die sich durch die Substitution fossiler Brennstoffe ergeben, betragen diese 270 kg Kohlendioxid / Tonne Bioabfall. Bezogen auf das gesamte Bioabfallpotenzial in Deutschland sind es 2,89 Mio. Tonnen CO₂. Der Rechnung zugrunde gelegt ist der Ersatz des Bioabfalls durch den fossilen Brennstoff Erdgas. Für Erdgas gelten die Parameter: Kohlenstoffgehalt von 70%, Heizwert von 43 MJ/kg und Wirkungsgrad eines Blockheizkraftwerkes von 90 Prozent [27].

Im Bioabfall enthaltene Pflanzennährstoffe gehen bei der Verbrennung verloren. Für ihre Kompensation durch mineralische und synthetische Düngemittel werden 0,28 Mio. Tonnen

CO₂ emittiert (die Berechnungsgrundlage dafür ist bereits veröffentlicht worden [3]).

Im Falle der Vergärung mit Kompostierung des Gärrückstandes erfolgt auch eine Heizwertverwertung: Produziertes Biogas ersetzt Erdgas und kompensiert somit CO₂-Emissionen mit Treibhausrelevanz in Höhe von 82 kg pro Tonne Bioabfall (siehe oben). In diesem Szenario geht ein Teil der Nährstoffe mit dem Abwasser verloren. Ihre Kompensation durch mineralische Dünger zieht eine CO₂-Emission von 0,06 Mio. Tonnen CO₂ nach sich. Allerdings werden auch CO₂-Emissionen verhindert, indem Kohlenstoff in Form von Dauerhumus gebunden wird. Bei Ausschöpfung des Bioabfallpotenzials eines Jahres in Deutschland sind es 2,36 Mio. Tonnen. Treibhausrelevante Lachgas- und Methanemissionen während der Kompostierung des Gärrückstandes entsprechen dem Äquivalent von 1,89 Mio. Tonnen CO₂. Damit diese Zahl nicht weiter einsteigt, sollten die Ammoniakemissionen in einem Säurebad aufgefangen werden und nicht durch einen Biofilter fließen. Im Falle der Anwendung eines Biofilters findet eine Umwandlung von Ammoniak in Lachgas statt. Lachgas ist hinsichtlich des Treibhauspotenzials 300 mal wirksamer als CO₂ [12].

CO₂-Emissionen, die sich aus der Verbrennung von Biogas für den Eigenbetrieb der Anlage ergeben, werden nicht als treibhausrelevant gezählt.

Im Falle der Kompostierung findet eine Kompensation von treibhausrelevanten Emissionen statt, indem Kohlenstoff als Humus gebunden wird und die Verwertung der Pflanzennährstoffe als solche maximal verwertet werden. Treibhausgasemissionen finden in der Form von geringfügigen Emissionen von Methan und Lachgas während der Kompostierung statt. Die CO₂-Emissionen werden dagegen – wie im Szenario der Verbrennung und der Vergärung – als klimaneutral betrachtet. In Abhängigkeit vom technischen Standard der Kompostierungsprozesse variiert der Elektrizitätsbedarf zwischen 30 und 60 kWh pro Tonne Bioabfall. Ein Wert von 45 kWh wird den Kalkulationen zugrunde gelegt. Er zieht Emissionen i. H. von 0,49 Mio. Tonnen treibhausrelevantem CO₂ nach sich [15,28].

Bei Ausschöpfung des Bioabfallpotenzials eines Jahres in Deutschlands verhalten sich die Treibhausgasemissionen in den drei Szenarien alles in allem, wie in der untenstehenden Tabelle dargestellt, mit den entsprechenden Konsequenzen für den Klimaschutzindex.

	Kompostierung	Vergärung	Verbrennung
Klimaschutzindex	0,0014	0,0012	0,0032
Vermiedene klimarelevante Emissionen	1,22	1,05	2,89
Durch den Prozess bedingte Emissionen	1,33	1,98	1,93
N ₂ O+CH ₄ Emissionen aus Kompost	0,84	1,89	-(*)
Betrieb der Anlage	0,49	0,09	1,93
Durch den Prozess vermiedene Emissionen	2,54	3,02	4,82
Humusbindung von Kohlenstoff	2,26	2,36	-
Produktion von Düngemitteln	0,28	0,20	-
Fossile Energiegutschrift	-	0,46	4,82

*vernachlässigt

Vergleich der Szenarien und Perspektiven

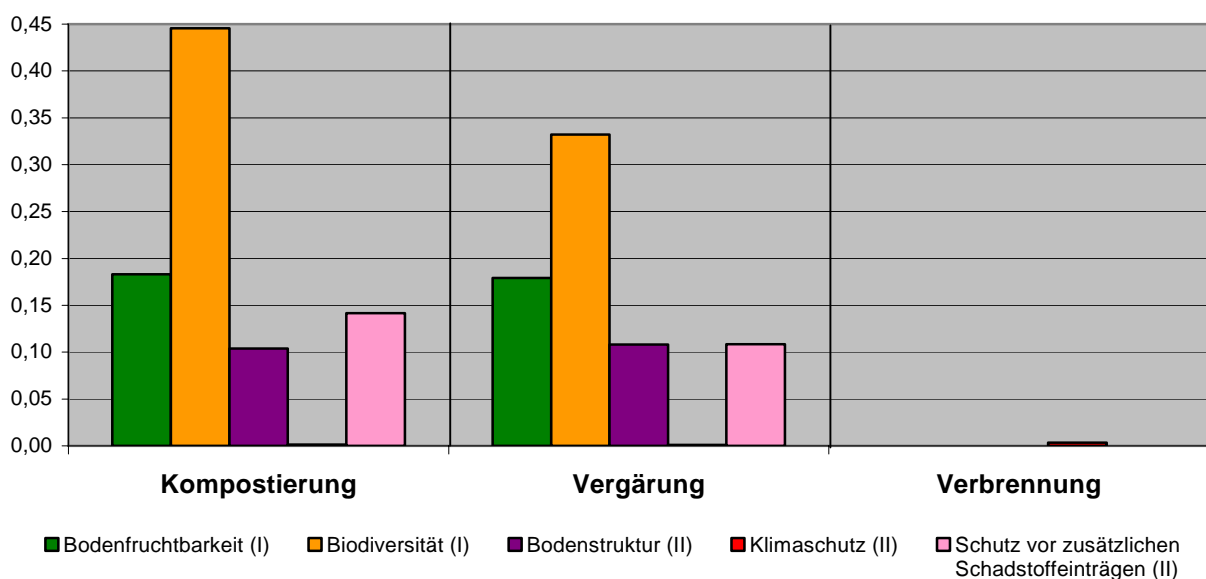
Diese Untersuchung zeigt, dass alle drei Prozesse auf unterschiedliche Weise zum Klimaschutz beitragen, indem sie entweder Kohlenstoff im Boden binden, CO₂-Emissionen aufgrund von Ersatzprozessen vermeiden oder eine Energiegutschrift bedingen.

Entgegen den Erwartungen konnte für die Vergärung biogener Reststoffe trotz energetischer Verwertung des produzierten Biogases gegenüber der Kompostierung kein günstigerer Klimaschutzindex ermittelt werden. Entscheidend dabei sind Emissionen von treibhausrelevantem Methangas, das im Gärrückstand noch in großen Mengen enthalten ist und bei der Nachbehandlung des Gärrückstandes in erheblichem Umfang freigesetzt wird. Eine Nachbehandlung der methanhaltigen Abluft in Biofiltern führt nur zu einem geringfügigen Abbau des Methans [16].

Alles in allem zeigt diese Untersuchung aber auch, dass vor dem Hintergrund der vergleichsweise hohen treibhausrelevanten Emissionen der deutschen Volkswirtschaft (900 Mio. Tonnen CO₂ im Jahr) kein Prozess der Bioabfallbehandlung einem anderen mit einer Argumentation über einen Klimaschutzeffekt vernünftiger Weise vorgezogen werden kann.

Ausgehend von den zitierten Quellen, die für die Entwicklung der Prozessszenarien herangezogen worden sind, hat die Kompostierung einen Vorteil gegenüber der Vergärung mit anschließender Kompostierung des Gärrückstandes hinsichtlich der anderen Themen des Kompasses: Förderung von Bodenfruchtbarkeit, Biodiversität, Bodenstrukturqualität und Schutz des biologischen Kreislaufs vor zusätzlichen Schadstoffeinträgen. Dieser Vorteil verdichtet sich insbesondere in der Fähigkeit der Kompostierung, die Biodiversität im Boden besser zu fördern als die Vergärung und durch eine effizientere biologische Phosphorkreislaufschließung, den Eintrag von zusätzlichen Schadstoffen besser einzuschränken. Die Kontamination von Böden mit 1,5 Tonnen Uran wird pro Jahr in Deutschland zusätzlich vermieden, wenn das Potenzial von 17,6 Mio. Tonnen Bioabfall durch Kompostierung anstelle von durch Vergärung behandelt wird. Die Mitverbrennung in Müllverbrennungsanlagen vernichtet dagegen gänzlich diese bedeutenden ökologischen Potenziale von Bioabfällen.

Indices



(I) – Index Typ I – Kombinationen von Größen aus Materialinput, Prozesseigenschaften und Verbleib der Outputs;
 (II) – Index Typ II – die Größen werden in Relation zu einem bestimmten ländlichen und zeitlichen Raum gesetzt
 (hier – Deutschland in einem Jahr).

Diese Untersuchung weist insgesamt die ökologischen Vorteile der Kompostierung von Bioabfällen nach und rechtfertigt die Intensivierung der getrennte Sammlung für eine optimale Behandlung in industriellen Kompostierungsanlagen und eine optimale Anwendung in der Landwirtschaft.

Diese Untersuchung ist neu in ihrer Art und deshalb verfeinerungsfähig. Die Untersuchung der Sensitivität der Modelle gegenüber Variationen der Prozesskennzahlen und der zugrunde gelegten Zusammensetzung des Bioabfalls bleibt für weitere Untersuchungen vorbehalten. Der aktuelle Stand dieser methodologischen Entwicklung ist jedoch ausreichend, um die Wichtigkeit der biologischen Kreislaufführung von biogenen Reststoffen darzulegen und einen Beitrag im Rahmen der Beratungen über die Novellierung des EEGs zu leisten.

Die hier untersuchten 17,6 Mio. Tonnen Bioabfälle stellen nur einen Anteil der anfallenden biogenen Reststoffe dar. Knappe et al gehen in ihrem Inventar von biogenen Reststoffen von einem weiteren achtfachen Potenzial aus, das durch Reststoffe aus der Holzverarbeitung und der Landwirtschaft gebildet wird [4]. Die Weiterentwicklung und Verfeinerung der hier skizzierten Methode birgt das Potenzial, sehr weitgehende ökologische Vorteile der biologischen Verfahren anschaulich darzustellen. Eine Relativierung der hier gemachten Konklusionen zur Verbrennung könnte dabei höchstens in Nischenbereichen sinnvoll sein. Von einer Relevanz dieses Verfahrens für den Schutz des Klimas kann allerdings nicht die Rede sein.

Einen Weg zur Verfeinerung des Kompasses wäre die Anpassung der Indices vom Typ II auf andere Bezugsräume als Deutschland. Bezugsraumvariationen könnten geografischer oder zeitlicher Natur oder für eine Anwendung auf bestimmte Wirtschaftssektoren sein, deren Produktionen nach entsprechender Optimierung für eine biologische Kreislaufführung anstehen könnten (biologisch abbaubare Werkstoffe, Textilien, etc).

Diese Methode könnte auch helfen, die ökologische Effektivität von Biomasse, die für ihre energetische Verwertung angebaut wird, zu überprüfen und in leicht zu kommunizierender Form zu beschreiben.

Quellen

- 1 *Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich und zur Änderung damit zusammenhängender Vorschriften.*
http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/entwurf_ee_recht.pdf [März 2008]
- 2 *Internet-Auftritt der EPEA Internationale Umweltforschung GmbH.* <http://www.epea.com>.
- 3 *Anonym. Boden-, Ressourcen- und Klimaschutz durch Kompostierung in Deutschland.* EPEA Internationale Umweltforschung GmbH, Hamburg, 2004.
- 4 *Knappe, F.; Böß, A.; Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Vogt, R.; Dehoust, G.; Schüler, D.; Wiegmann, K.; Fritsche, U. Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle, UBA-FB 000959; Texte 04/07. Umweltbundesamt, Dessau, 2007*
- 5 *Thomé-Kozmiensky, K. J.: Biologische Abfallbehandlung - Enzyklopädie der Kreislaufwirtschaft.* EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik, München, 1995
- 6 *Kördel, W.; Herrchen, M.; Müller, J.; Kratz, S.; Fleckenstein, J.; Schnug, E.; Saring, Thomas, J.; Haamann; H. Reinhold. Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung, UBA-FB 001017, Texte 30/07. Bundesumweltamt, Dessau, 2007*
- 7 *Widmann, R.; J. Schubert; C. Rohde; I. Steinberg; A. Bockreis. Beurteilung der Bioabfallverwertung mit Hilfe der CO₂-Äquivalenz unter Einbeziehung weiterer Dünger. Arbeitsausschuss "Biologische Abfallbehandlung der EdDE e.V.", Essen, 2003*
- 8 *Edelmann, W.; Schleiss, K.: Ecologic, energetic and economic comparison of treating biogenic wastes by digesting, composting or incinerating.* <http://www.arbi.ch/ecobalan.htm> [Feb. 2008]

- 9 Verteilung von Wert- und Schadstoffen bei Bioabfallbehandlungsverfahren B.S.F.C. http://www.cpc.at/infocenter/stoffflusswirtschaft/studien/studie_39.html [Feb. 2008]
- 10 Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung – DirektZahlVerpfIV) vom 4. Nov. 2004. Bundesgesetzblatt 2004 Teil 1 Nr. 58.
- 11 Helm 1995, nach Widmann, R.; J. Schubert; C. Rohde; I. Steinberg; A. Bockreis. Beurteilung der Bioabfallverwertung mit Hilfe der CO₂-Äquivalenz unter Einbeziehung weiterer Dünger. Arbeitsausschuss "Biologische Abfallbehandlung der EdDE e.V.", Essen, 2003, mit Bezug auf Gronauer et al. 1995, S. 28
- 12 Cuhls Carsten, Mähö B und Amlinger F. 2007. Klimaschädliche Emissionen aus der Kompostierung und Maßnahmen zu deren Reduzierung. Biomasse-Forum 2007. Weiterentwicklung der Biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA-Luft und EEG. Witzenhausen 24. und 25. Oktober 2007. S. 100-116
- 13 Anonym. Biogas, Klärgas, Sumpfgas, Faulgas. <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/b/biogas.htm> [Märs 2008]
- 14 Internationales Biogas und Bioenergiekompetenzzentrum. http://www.biogas-zentrum.de/ibbk/basiswissen_biogas.php [März 2008]
- 15 Lipross Jochen. Lobbe Entsorgung GmbH, Iserlohn. Pers. Mitteilung
- 16 Cuhls C. und Mähl B. 2008. Methan-, Ammoniak- und Lachgasemissionen aus der Kompostierung und Vergärung – Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung. In: Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III. Hrsg.: Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH.
- 17 Bilitewsky B. 2006. Vortrag über „Ökologische Effekte der Müllverbrennung durch Energienutzung“. Herausgeber: Umweltbundesamt. <http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/nachhaltigkeit/dokumente/energie-aus-abfall-verbrennung.pdf> [April 2008]
- 18 Glenn David Morris 2004. Sustaining national water supplies by understanding the dynamic capacity that humus has to increase soil water-storage capacity. Dissertation edited by the Faculty of Rural Management of the University of Sydney
- 19 UNESCO 2006. Water a shared responsibility. The United Nations World Water Development Report 2. <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001454/145405E.pdf>
- 20 Bodennutzung. Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Hauptnutzungsarten. <http://www.destatis.de>
- 21 Montanarella, L und Rusco, Z.: Organic matter levels in European agricultural soils. Vortrag im Rahmen der Konferenz „The biological treatment of biodegradable waste - Technical aspects“, Brüssel, 8-10. April 2002. <http://europa.eu.int/comm/environment/waste/compost/presentations/montanarella.pdf> [Feb 2008]
- 22 Umweltdaten Deutschland. Ausgabe 2007.
- 23 Zur Uran-Belastung durch phosphathaltige Mineraldünger. Industrieverband Agrar - Pflanzenernährung, Frankfurt / Main. http://www.iva.de/fachliches/pos_151.asp?r=B8F86A7C-D08A-46E9-966E-417C5E647994 [Feb 2008]
- 24 Van Kauwenbergh S J. 1997. Cadmium and Other Minor Elements in World Resources of Phosphate Rock. Edited by The International Fertiliser Society. Summary online. <http://www.fertiliser-society.org/Proceedings/UK/Prc400.HTM> [Feb. 2008]
- 25 Van Kauwenbergh S. J. 2002. Cadmium content of phosphate rocks and fertilizers. http://www.fertilizer.org/ifa/publicat/PDF/2002_tech_kauwenbergh.pdf [Feb 2008]
- 26 Energie, Rohstoffe, Emissionen. Direkte Kohlendioxid (CO₂)-Emissionen nach Produktionsbereichen im Inland in 1.000 Tonnen. Destatis 2008. http://www.destatis.de/jetspeed/portal/cms/Sites/destatis/Internet/DE/Content/Statistiken/Umwelt/UmweltökonomischeGesamtrechnungen/EnergieRohstoffeEmissionen/Tabellen/Content75/Co2Emissionen_templateId=renderPrint.psm [Feb 2008]
- 27 Firmenbroschüre der Firma Buderus über ihre Loganova Blockheizkraftwerke. <http://www.ess-landsberg.de/download/interessenten/Loganova%20BHKW%20Prospekt%20Marz%202005.pdf> [Märs 2008]
- 28 Zachäus, D: Grundlagen des aeroben Stoffwechsels. In Biologische Abfallbehandlung. Herausgeber: K-J Thomé-Kosmiensky. 1995. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik