Optimale Nutzung heizwertreicher Fraktionen in der Kompostierung

Eine Betrachtung nach energetischen und ökologischen Gesichtspunkten

von

Daniel Meyer

Masterarbeit

an der

Bauhaus Universität 2009

Erstprüfer: Prof. Dr.-Ing. E. Kraft, BUW

Zweitprüfer: Dr.-Ing. C. Springer, BUW



De	r Mensch	für sich	allein ve	rmag ga	ar wenig	und ist	ein ve	erlassener	Robinson;
	nur in de	r Gemei	nschaft i	mit den a	anderen	ist und	verm	ag er viel.	

Arthur Schopenhauer

Artnur Schopennauer
Vielen Dank:
an meine Betreuer, für ein interessantes Thema, wertvolle Hinweise und motivierende Worte.
an meine Eltern, die mir ermöglichten meinen eigenen Weg zu gehen.
an Alle, die mich inspirieren, die meinen Horizont erweitern,ie mich zum Träu- men bringen.

Optimale Nutzung heizwertreicher Fraktionen in der Kompostierung

- Eine Betrachtung nach energetischen und ökologischen Gesichtspunkten -

1. Zielstellung

Wie kann die Kompostierung von Grün- und Bioabfällen in Deutschland energetisch optimiert werden, im speziellen Hinblick auf die Ausschleußung heizwertreicher Fraktionen vor der biologischen Behandlungsstufe?

2. Bearbeitungsschwerpunkte

Über eine Literaturrecherche werden die Aufkommen von Bio- und Grünabfällen ermittelt, sowie deren energetische und stoffliche Eigenschaften. Aufgrund des örtlich und zeitlich unterschiedlichen Anfalls werden verschiedene, repräsentative Abfallzusammenstellungen definiert. Diese Zusammenstellungen werden rechnerisch auf ihre jeweils optimale Aufteilung in die stoffliche und die energetische Verwertung untersucht. Die unterschiedlichen Optimierungsziele umfassen, einen minimalen Primärenergiebedarf, minimale Treibhausgasemissionen, sowie eine weitgehende Schließung der Stoffkreisläufe. Bei der energetischen Verwertung wird neben der Verbrennung auch eine Pyrolyse mit Co-Produktion von Biochar betrachtet. Die Ergebnisse aus den Berechnungen werden mit Erfahrungen aus existierenden Kompostierungsanlagen verglichen, soweit vorhanden. Auf der Grundlage dieser Vergleiche und der vorangegangenen Berechnungen werden Vorschläge erarbeitet, in welchem Umfang und in welcher Art die heizwertreichen Fraktionen der Grün- und Bioabfälle eingesetzt werden sollten.

3. Hinweise und Festlegungen

Die Ergebnisse der Masterarbeit sind in Thesen zusammenzufassen. Zwischen dem Studenten und dem Erstprüfer bzw. Betreuer sind mindestens 2 mal monatlich Beratungen durchzuführen.

Sofern die Absicht besteht, den Inhalt der Masterarbeit zu ändern oder zu präzisieren, bedarf dies der Zustimmung des Erstgutachters. Die Arbeit ist 3fach in schriftlicher Form und auf Datenträger abzugeben. Zur Masterarbeit ist ein Poster in der Größe A1 zu entwerfen welches den Inhalt anschaulich in Kürze zusammenfasst.

Inhaltsverzeichnis

Αl	blidc	ungsv	erzeichnis		iii	
Ta	abell	enverz	zeichnis		iv	
Αl	okürz	zungsv	/erzeichnis		V	
1 Einleitung						
2	Met	hoden			3	
	2.1	Syste	mgrenzen		3	
	2.2	Stoffs	ströme, Primärenergie und Treibhausgase		4	
3	Bio- und Grünabfälle in Deutschland					
	3.1	Aufko	ommen		7	
	3.2	Stoffl	ich-energetische Eigenschaften		9	
		3.2.1	Chemische Zusammensetzung	11		
		3.2.2	Wassergehalt	11		
		3.2.3	Organische Masse	13		
		3.2.4	Korngröße	15		
		3.2.5	Nährstoffe und Schwermetalle	16		
		3.2.6	Störstoffe	16		
	3.3	Defin	ition heizwertreicher Fraktionen		16	
4	Kon	npostie	erung		18	
			ıf der Kompostierung			
	4.2	Anfor	derungen des biologischen Prozesses		19	
	4.3	Ausw	irkungen der stofflichen Verwertung zu Kompost		21	
		4.3.1	Landwirtschaft und Umwelt	22		
			Klimaschutz			
5			ne Verwertung heizwertreicher Fraktionen			
	5.1	Verbr	ennungsanlagen		30	
	5.2	Brenr	nstoffeigenschaften		31	
	5.3	Ausw	irkungen der thermischen Verwertung		32	
		5.3.1	Landwirtschaft und Umwelt	32		
		5.3.2	Klimaschutz	32		
6	Biod	char al	s Alternative zur thermischen Verwertung		34	
	6.1	Defin	ition von Biochar		34	
	6.2	Produ	ıktion		34	
		6.2.1	Pyrolyse	35		
		6.2.2	Größenordnungen	36		

		6.2.3 Produktion auf Kompostierungsanlagen	39	
	6.3	Anwendung von Biochar		.40
		6.3.1 Ausbringung	40	
		6.3.2 Einbindung in die Kompostierung	41	
	6.4	Auswirkungen der stofflich-energetischen Verwertung zu Biochar		.42
		6.4.1 Landwirtschaft und Umwelt	42	
		6.4.2 Klimaschutz	46	
7	Opt	imierte Stoffstromaufteilung		48
	7.1	Landwirtschaft und Umwelt		.48
	7.2	Klimaschutz		.49
8	Inte	gration der Ergebnisse in die Praxis		51
9	Zus	ammenfassung / Abstract		52
Αı	nhän	ge		53
Q	uelle	nangabe		55

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Globaler Kohlenstoffkreislauf in den 1990er Jahren, zusammen mit dem Verbleib des Kohlenstoffs aus fossilen Quellen, Angaben in Pg oder Pg/a [verändert nach Janzen 2004]5
Abb. 2: Jährliche Kohlenstoffemissionen (Pg) aus fossilen Quellen und jährliche Kohlenstoffanreicherung (Pg) in der Atmosphäre [der Autor, Daten aus Tab. 9]5
Abb. 3: Globales Potential an regenerativen Energien [Hermann 2006] im Vergleich zum globalen Primärenergieverbrauch in 2006 [EIA 2008] [der Autor]6
Abb. 4: Erzeugte kommunale Abfälle in Europa in 2007 [verändert nach eurostat 2009]7
Abb. 5: Abfallzusammensetzung in Deutschland in 2007, Angaben in Tg [der Autor, Daten aus destatis 2009a]8
Abb. 6: Bioabfallverwertung in den EU25-Staaten und Norwegen [verändert nach Amlinger 2006]9
Abb. 7: Heizwert von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystem (Werte gerundet) [Kranert et al. 2007]10
Abb. 8: Wassergehalte von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystem [Kranert et al. 2007]12
Abb. 9: Zusammenhang zwischen Heizwert (kJ) und Wassergehalt in holzigen Grünabfallproben mit hohem OTM-Gehalt (88 - 96%) [Kranert et al. 2007]13
Abb. 10: OTM-Gehalte von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystem [Kranert et al. 2007]14
Abb. 11: Anstieg des unteren Heizwertes in Abhängigkeit vom OTM-Gehalt in verschiedenen Siebfraktionen derselben Grünabfallprobe bei ähnlichem Wassergehalt [Kranert et al. 2007]14
Abb. 12: Vergleich der Heizwerte in den Siebfraktionen von Grünabfall-Inputproben und einer konfektionierten Outputprobe für die energetische Verwertung [Kranert et al. 2007]15
Abb. 13: Grundfließbild mit Reinigungsstufe am Prozessende [der Autor, nach Pretz et al. 2005]18
Abb. 14: Grundfließbild mit Schwerpunkt der Reinigung vor dem biologischen Prozess [der Autor, nach Pretz et al. 2005]19
Abb. 15: Abbaugeschwindigkeiten nieder- und hochmolekularer Reststoffe [verändert nach Grabbe 1988 aus Krogmann 1994]20
Abb. 16: Vermarktungswege von RAL-gütegesicherten Komposten in 2006 [der Autor, Daten aus BGK 2007]22

post nach Gehalt von Schwermetallen (links) und Haupnährelementen (rechts) [der Autor, Daten aus Tab. 8]24
Abb. 18: Abhängigkeit des Holzkohleertrags von Gasfluss und Druck [verändert nach Antal und Grønli 2003]35
Abb. 19: Anila Stove: Aufbau (links), Funktionsweise (mittig) und Betrieb (rechts) [verändert nach Freese-Green 2008]
Abb. 20: Terra Preta Pot: Aufbau (links), in Benutzung (mittig), produziertes Biochar (rechts) [verändert nach Rademakers 2009]37
Abb. 21: BEST Energies Pyrolyse Anlage, Australien [Van Zwieten 2009]38
Abb. 22: Biochar 1000 Pyrolyseeinheit, Biochar Systems LLC, Pennsylvania, USA [Biochar Systems 2009]39
Abb. 23: Vergleich von NPK-Anteilen (TM) von RAL-gütegesichertem Kompost und Biochar aus verschiedenen Ausgangssubstraten [der Autor, Daten aus Tab. 8 und Chan und Xu 2009]
Abb. 24: Demonstrationsversuche mit Mais [BEST Energies 2009]44
Tabellenverzeichnis
Tab. 1: Ertragssteigernde Wirkung der Kompostdüngung oder organischer Masse im
Boden [Springer 2009]25
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]
Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfäller [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]

Abkürzungsverzeichnis

ATP Adenosintriphosphat

BAT Best Available Techniques

BGK Bundesgütegemeinschaft Kompost

C Kohlenstoff

Ca Calcium

CH₄ Methan

CO₂ Kohlenstoffdioxid

CO_{2e} Kohlenstoffdioxidäquivalent

EBS Ersatzbrennstoff

EEG Erneuerbare Energien Gesetz

FM Frischmasse

HF_{def} definierte heizwertreiche Fraktion

H_u unterer Heizwert

K Kalium

Mg Magnesium

N Stickstoff

N₂O Distickstoffoxid (Lachgas)

NH₃ Ammoniak

OTM Organische Trockenmasse

P Phosphor

TM Trockenmasse

1 Einleitung

Die Frage nach der energetischen Optimierung von Kompostierungsanlagen kann von verschiedenen Seiten angegangen werden. Das Hauptmerk dieser Arbeit liegt in der optimierten Stoffstromlenkung. Die Kompostierung ist eine stoffliche Verwertung von Bio- und Grünabfällen. Teile dieser Inputstoffe können und werden teilweise auch bei der energetischen Verwertung eingesetzt. Dies hat vorwiegend wirtschaftliche Gründe, wobei die Frage nach der energetischen und ökologischen Sinnhaftigkeit nur ansatzweise beantwortet ist.

Die genauere Beantwortung der Frage erfolgt in dieser Arbeit mit der Untersuchung eines bedeutenden Teilstoffstroms der Kompostierung. Besonders unter Grünabfällen kann oft eine "heizwertreiche Fraktion" ausgemacht werden, welche der thermischen Verwertung zugeführt werden könnte. Es wird der Frage nachgegangen was diesen Abfallstrom auszeichnet und unter welchen Voraussetzungen er der thermischen Verwertung zugeführt werden kann und was beachtet werden muss, um Störungen im Kompostierungsprozess zu verhindern. Darüber hinaus wird der Frage nachgegangen inwieweit es energetisch und ökologisch sinnvoll ist, diesen Teilstoffstrom der stofflichen oder der thermischen Verwertung zuzuführen und in welchen Mengen. Als Neuheit wird diesen zwei etablierten Verwertungsarten eine energetisch-stoffliche Kombination hinzu gestellt. Es handelt sich dabei um die Pyrolyse von Biomasse, aus der ein dauerhafter Bodenverbesserer hervorgehen soll (Biochar) und bei der zusätzlich energiereiche Pyrolysegase (und -Öle) entstehen, die energetisch verwertbar sind.

Im hiernach folgenden Kapitel 2 'Methoden' werden die Systemgrenzen für diese Arbeit aufgezeigt und es werden einige Grundlagen zu Stoff- und Energieströmen erläutert. Kap. 3 'Bio- und Grünabfälle in Deutschland' beschäftigt sich mit dem Aufkommen und den stofflich-energetischen Eigenschaften dieser Abfälle und beleuchtet damit auch die enthaltenen heizwertreichen Fraktionen. In Kap. 4 'Kompostierung' wird zuerst der Ablauf der Kompostierung dargestellt und auf die Anforderungen der biologischen Prozesse eingegangen. Dies ist entscheidend für die Frage inwieweit bei der Kompostierung auf die heizwertreiche Fraktion verzichtet werden kann. Daraufhin wird untersucht welche Auswirkungen die stoffliche Verwertung dieser Fraktion auf Landwirtschaft, Umwelt und Klima hat. In Kap. 5 'Thermische Verwertung heizwertreicher Fraktionen' wird zu Beginn die Frage beantwortet, welche Verbrennungsanlagen für diese Fraktionen geeignet sind und welche Brennstoffeigenschaften darüber hinaus für eine optimale Verwertung förderlich sind. Danach wird wie im vorigen Kap. auf die Auswirkungen auf Landwirtschaft, Umwelt und Klima eingegangen. Das folgende Kap. 6 'Biochar als Alternative zur thermischen Verwertung' weist einen etwas umfangreicheren Grundlagenteil auf. Dies wird mit der Neuheit dieses Ansatzes gerechtfertigt und der Tatsache das die Grundlagen zu Biochar noch nicht so weit verbreitet sind wie Kompostierung und Biomasseverbrennung. Es wird zuerst eine Definition von Biochar gegeben, um darauf hin auf Produktion und Anwendung einzugehen. Zum Schluss folgt wiederum die Einschätzung über die Auswirkungen auf Landwirtschaft, Umwelt und Klima. In Kap. 7 'Optimierte Stoffstromaufteilung' werden die drei Verwertungsarten gegenübergestellt und es wird geschlussfolgert welche Stoffstromaufteilungen grundsätzlich zu bevorzugen wären, im energetischen und ökologischen Gesamtbild. Weil aber eine optimale Stoffstromaufteilung auch von vielen kleinstandörtlichen Faktoren abhängt, werden die gewonnenen Daten in Kap. 8 auf eine mögliche 'Integration der Ergebnisse in die Praxis' angewandt.

2 Methoden

In dieser Arbeit werden energetische und stoffliche Betrachtungen über die Stoffstromaufteilung in Kompostierungsanlagen durchgeführt. Dieses Kapitel beschreibt die Grenzen dieser Betrachtungen und erläutert die methodischen Vorgehensweisen.

Auf die Wirtschaftlichkeit der verschiedenen Stoffströme wird nicht eingegangen, dennoch werden an gegebender Stelle Hinweise zu heutigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen gegeben, wie z.B. Fördermaßnahmen für die energetische Biomassenutzung. Weiterhin werden monetäre Einschätzungen von bedeutenden Teilaspekten getroffen, wie z.B. der Einfluss des Erdgaspreises auf die Nitratdüngerkosten. Damit sollen Gründe für heutige und mögliche zukünftige Stoffstromaufteilungen illustriert, und die energetische und ökologische Betrachtung ergänzt werden.

2.1 Systemgrenzen

Die Stoffströme von Bio- und Grünabfällen werden erst ab der Anlieferung in der Kompostierungsanlage betrachtet. Dies rechtfertigt die Tatsache das diese Abfälle unabhängig vom Bestehen solcher Anlagen erzeugt werden. Lediglich die Separierung und Lenkung dieser Stoffströme ist ordnungspolitisch vorgegeben [TASi 1993].

Es bleibt zu erwähnen das die Gestehung dieser Stoffströme einen Einfluss auf deren Menge und Zusammensetzung hat. Allerdings wird davon die grundsätzliche Frage nach den heizwertreichen Fraktionen nicht beeinflusst. Die Menge und Qualität beeinflusst nicht die Kriterien, welche für die optimale Stoffstromlenkung in der Anlage, das heißt für die Klassifizierung und jeweilige Verwertung der einzelnen Fraktionen, ausschlaggebend sind.

Unterschiedliche Verwertungsarten führen zu verschiedenen Produkten mit ihren spezifischen stofflich-energetischen Eigenschaften und deshalb auch zu unterschiedlichen Auswirkungen auf Landwirtschaft, Umwelt und Klima. Da es in dieser Arbeit um die optimale Aufteilung des biogenen Inputmaterials in drei verschiedene Verwertungsarten geht, liegt die Betrachtung der jeweiligen Produkte und ihrer Eigenschaften innerhalb der Systemgrenzen, das heißt, dass z.B. auch die Auswirkungen der Kompostanwendung mit eingeschlossen werden.

Innerhalb der Systemgrenzen werden einige Aspekte nicht betrachtet. Dies betrifft z.B. sämtliche Anlagentechnik, sowohl in der stofflichen, wie auch in der thermischen, bzw. kombinierten Verwertung. Zum einen hat die jeweilige Betriebsführung auch bei baugleichen Anlagen einen erheblichen Einfluss auf den Energieverbrauch [Springer 2009]. Zum anderen liegt der Schwerpunkt dieser Arbeit auf den einzelnen Stoffströmen und nicht auf der Optimierung der jeweiligen Anlagentechnik.

2.2 Stoffströme, Primärenergie und Treibhausgase

Die Schließung von Stoffströmen, die Reduzierung des Energieaufwandes bzw. die Bereitstellung von regenerativer Energie und die Reduzierung von anthropogenen Treibhausgasemissionen werden in dieser Arbeit zur Bewertung der verschiedenen Stoffströme und deren Lenkung herangezogen. Diese verschiedenen Teilaspekte, welche in ihrer Gesamtheit zu einer optimalen Stoffstromlenkung führen sollen, hängen teils stark voneinander ab und beeinflussen sich gegenseitig.

Die Beschäftigung mit der Frage ob heizwertreiche Fraktionen besser thermisch oder stofflich verwertet werden sollten, und in welchen Dimensionen, basiert letztendlich auf der Tatsache, dass es bereits zu gewaltigen Stoffströmen auf globaler Ebene gekommen ist, die negative Auswirkungen auf den Mensch, seine Umwelt und damit auch seine wirtschaftlichen Aktivitäten haben.

Fossile Energieträger, wie Kohle, Erdöl und Erdgas wurden und werden aus ihren Lagerstätten entfernt um ihnen die Energie für unsere jetzige Industriegesellschaft zu entziehen. Ein Großteil der Rückstände besteht aus dem Treibhausgas (THG) Kohlendioxid, welches in die Atmosphäre entlassen wird. Dies führt im Wärmehaushalt der Atmosphäre zu langfristigen, schwer vorhersehbaren Veränderungen; wobei die nach IPCC [2007] prognostizierten Änderungen sehr besorgniserregend sind. Der Anstieg des CO₂-Gehalts in den Ozeanen, durch die Nettoaufnahme aus der Atmosphäre, führt zur Versauerung und bedroht die Stabilität von komplexen Nahrungsnetzen [Doney 2009, IPCC 2007]. Gleichzeitig gehen die fossilen Lagerstätten zur Neige und zwingen mittel- und langfristig zum Wechsel auf regenerative Energieträger, z.B. auch biogene Abfallstoffe.

Da sowohl fossile Energieträger, als auch CO₂ zu großen Anteilen aus Kohlenstoff bestehen, ist es auch möglich diese Zusammenhänge in einem globalen Kohlenstoffkreislauf darzustellen. In Abb. 1 ist dieser für die 1990er Jahre dargestellt, wobei sich das Bild für 2009 nicht groß geändert hat. Lediglich die Kohlenstoffemissionen in Form von CO₂ sind auf etwa 8 Pg C angestiegen und der Kohlenstoffgehalt in der Atmosphäre liegt jetzt bei etwa 820 Pg C bzw. 385 ppm CO₂ [USDoC 2009, USEIA 2008]. In der Abbildung sind die natürlichen Kohlenstofffluktuationen zwischen Atmosphäre, Ozeanen und Landökosystemen eingezeichnet. Des weiteren sind die jeweiligen Senken dargestellt, wobei anzumerken ist, dass der Großteil des ozeanischen CO₂ in Tiefseeschichten festgelegt ist und nur etwa 1.000 Pg C am globalen C-Kreislauf aktiv teilnehmen [Janzen 2004]. Aus Abb. 2 geht noch einmal deutlich hervor das nur ein Teil des emittierten CO₂ in der Atmosphäre verbleibt und demnach in anderen Senken aufgenommen wird. Die Fluktuationen im atmosphärischen Anstieg geben aber auch einen Eindruck über die komplexen Zusammenhänge im Kohlenstoffkreislauf. Es gibt einige Unsicherheiten bezüglich der Verteilung von Land- und ozeanischen CO₂-Senken. Darüber darf auch nicht vergessen werden das in dem System zeitliche Pufferwirkungen auftreten und das selbst bei einer sofortigen dras-

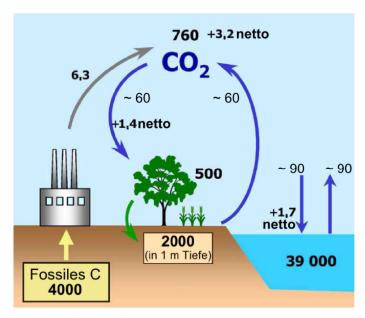


Abb. 1: Globaler Kohlenstoffkreislauf in den 1990er Jahren, zusammen mit dem Verbleib des Kohlenstoffs aus fossilen Quellen, Angaben in Pg oder Pg/a [verändert nach Janzen 2004]

tischen Verringerung der Emissionen sich die Konzentration in der Atmosphäre nicht sofort stabilisieren würde bzw. nur in geringerem Maße. Alarmierend ist dabei die Tatsache das die jährlichen Emissionen, wie aus Abb. 2 ersichtlich, kontinuierlich zunehmen.

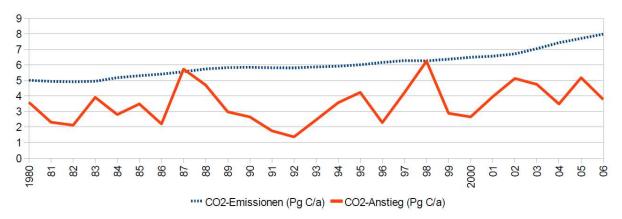


Abb. 2: Jährliche Kohlenstoffemissionen (Pg) aus fossilen Quellen und jährliche Kohlenstoffanreicherung (Pg) in der Atmosphäre [der Autor, Daten aus Tab. 9]

Das oberste Ziel ist damit die Schließung des Kohlenstoffkreislaufs bzw. die Beendigung der anthropogenen Beeinflussung dessen. Die Energiebereitstellung, welche die größten anthropogenen THG-Emissionen verursacht, müsste deshalb auf regenerative Quellen umgestellt werden, also auf direkte oder indirekte Solarenergie (z.B. Wasser und Wind). Aus Abb. 3 sind die Potentiale einiger dieser Quellen zu ersehen und der Vergleich mit dem derzeitigen globalen Primärenergieverbrauch von

15,8 TW (~500 EJ/a) lässt die langfristige Umstellung auf regenerative Energien sehr wohl möglich erscheinen, selbst wenn nur ein kleiner Teil der Potentiale genutzt werden kann. Auch ein Teil der Nettoprimärproduktion von Biomasse, welche bei 90 TW liegt [Hermann 2006], kann zur Energiegewinnung herangezogen werden, worum es in dieser Arbeit ja zum Teil auch geht. Darin liegt sogar das Potential einen Teil des aus der Atmosphäre entnommenen Kohlenstoffs in Form von Biochar dauerhaft im Boden festzulegen. Schon der jetzige Kohlenstoffgehalt der Böden (siehe Abb. 1) weißt auf ein hohes Senkenpotential hin.

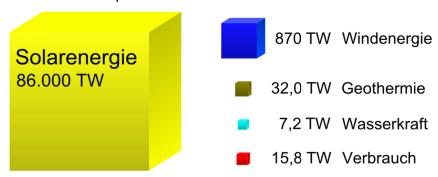


Abb. 3: Globales Potential an regenerativen Energien [Hermann 2006] im Vergleich zum globalen Primärenergieverbrauch in 2006 [EIA 2008] [der Autor]

Neben CO_2 gibt es jedoch noch weitere THG die den Wärmehaushalt beeinflussen. So können Landökosysteme, insbesondere bei intensiver landwirtschaftlicher Nutzung Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) emittieren, welche ein 25- bzw. 298-fach höheres Treibhausgaspotential als CO_2 haben [IPCC 2007]. In den Kapiteln über Kompost und Biochar wird darauf näher eingegangen. Zur besseren Vergleichbarkeit werden aber alle THG-Emissionen zusammenfassend in CO_2 -Äquivalenten (CO_{2e}) angegeben. So würde die Emission von 1 kg N₂O also 298 kg CO_{2e} entsprechen.

Alle energetischen Betrachtungen werden zum Zweck der besseren Vergleichbarkeit auf Ebene der Primärenergie vollzogen. Diese wäre im Fall eines thermischen Kraftwerks der Brennstoff (z.B. Kohle), welcher mit Verlusten in die höherwertige Sekundärenergie Elektrizität umgewandelt würde. Wird mit dieser Elektrizität Wasser erhitzt (elektrischer Wasserkocher), so stellt die dem Wasser zugeführte Wärme die Endenergie dar. In einer solchen und jeder anderen Energiekette kann mit Hilfe der bekannten Umwandlungsverluste die Primär-, Sekundär-, oder Endenergie berechnet werden.

3 Bio- und Grünabfälle in Deutschland

In diesem Kapitel wird zuerst das Aufkommen von Bio- und Grünabfällen in Deutschland dargestellt, wobei auch ein Blick auf die Europäische Situation geworfen wird. Daraufhin werden die energetischen und stofflichen Eigenschaften dieser Abfälle beleuchtet und es wird herausgearbeitet welche Fraktionen als heizwertreich bezeichnet werden können und welche Anteile diese an der Gesamtmenge haben.

3.1 Aufkommen

In Abb. 4 sind die erzeugten kommunalen Abfälle in Europa für das Jahr 2007 in kg pro Person dargestellt. Die kommunalen Abfälle stammen zum größten Teil aus Haushalten, wobei ähnliche Abfälle aus Handel, Büros und öffentlichen Institutionen eingeschlossen sind. In Deutschland entspricht dies zum größten Teil der Art der Siedlungsabfälle.

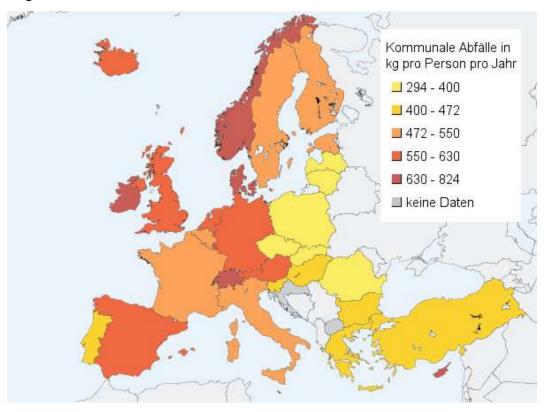


Abb. 4: Erzeugte kommunale Abfälle in Europa in 2007 [verändert nach eurostat 2009]

Im Jahr 2007 wurden in Deutschland 47,9 Tg Siedlungsabfälle erzeugt [destatis 2009a], was einer Menge von 583 kg pro Einwohner entspricht (bei 82,218 Mio), dies liegt auch im Bereich der Daten von Eurostat in Abb. 4. Neben den Siedlungsabfällen gibt es noch Abfälle aus der Produktion und dem Gewerbe, sowie Bergematerial aus dem Bergbau. Mehr als die Hälfte der gesamten Abfallmasse stammt von Bau- und Abbrucharbeiten. Die einzelnen Anteile sind in Abb. 5 dargestellt. Die Mas-

se des gesamten deutschen Abfalls in 2007 betrug 149,3 Tg, die Siedlungsabfälle hatten somit einen Anteil von 32,1 % am gesamten Abfallaufkommen.

In Abb. 5 ist zusätzlich die Zusammenstellung der Siedlungsabfälle zu ersehen. Abfälle aus der Biotonne, sowie Garten- und Parkabfälle ergeben zusammen 17,2 % bzw. 8,3 Tg vom gesamten Siedlungsabfallaufkommen. In 2006 kamen noch 4,2 Tg separat erfasste biogene Abfälle aus Produktion und Gewerbe, sowie Land- und Forstwirtschaft hinzu. Angenommen das sich die Zahl für 2007 nicht wesentlich geändert hat, ergibt sich somit eine Gesamtmenge an gesammelten Bio- und Grünabfällen von 12,5 Tg.

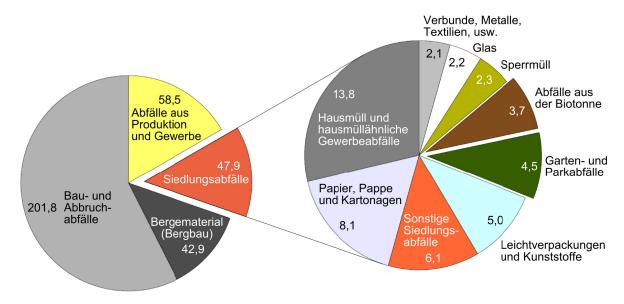


Abb. 5: Abfallzusammensetzung in Deutschland in 2007, Angaben in Tg [der Autor, Daten aus destatis 2009a]

In Abb. 6 ist zum einen das Potential von Bio- und Grünabfällen in Europa dargestellt, sowie die realisierte separate Erfassung. Die Abbildung basiert auf Datenbeständen von 2005, was die geringere Menge von knapp 11 Tg separat erfassten Bio- und Grünabfällen in Deutschland erklären dürfte. Ebenso könnten jedoch auch unterschiedliche Abfallkategorisierungen für die Abweichung verantwortlich sein. Davon abgesehen, wird für Deutschland die vergleichsweise hohe Ausschöpfung des Potentials an biogenen Abfällen deutlich, auch wenn noch ein Steigerungspotential besteht. Vergleichbar hohe Verwertungsraten haben daneben noch Belgien, die Niederlande und Österreich.

Die hohe Ausschöpfung und die etablierten Märkte für die Produkte der Verwertungsanlagen spiegeln sich auch deutlich in der Diskussion über biogene Abfälle wieder. Während z.B. in den USA bei der Diskussion um die stoffliche oder energetische Nutzung von Abfall-Biomasse oft das Argument der Deponieentlastung vorne ansteht, spielt dies durch die Gesetzgebung in Deutschland (siehe TASi) keine Rolle mehr. Vielmehr wird die Frage nach der besten Art und Weise der Verwertung the-

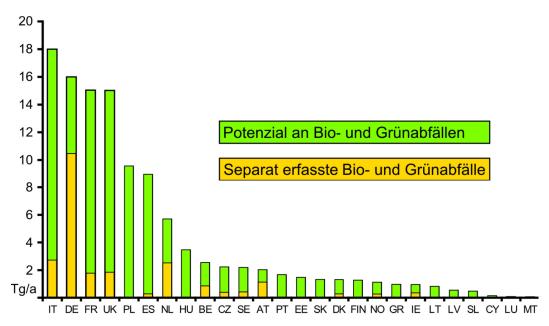


Abb. 6: Bioabfallverwertung in den EU25-Staaten und Norwegen [verändert nach Amlinger 2006]

matisiert.

3.2 Stofflich-energetische Eigenschaften

Laut Wintzer et al. [1996] gab es zu Mitte der 1990er Jahre in der Literatur nur wenige Auswertungen von Analysedaten, bzw. einzelne Daten zu organischen Reststoffen und Abfällen. Diese Situation hat sich bis heute nur wenig verbessert. Zumindest gibt es laut Wallmann et al. [2009] bis heute keine systematischen Zusammenstellungen überregionaler Daten zur Zusammensetzung sowie zu relevanten Stoffeigenschaften von Bioabfällen. Lediglich einzelne Untersuchungen und Potentialabschätzungen mit regionaler und zeitlicher Begrenzung sind verfügbar.

In diesem Kapitel können daher auch nur Ergebnisse aus einzelnen Untersuchungen zitiert werden. Obwohl diese in der Beurteilung des Potentials der heizwertreichen Fraktionen hilfreich sind, wird darauf hingewiesen, dass die genannten Daten keine Deutschlandweiten Rückschlüsse zulassen, bzw. nur mit hohem Unsicherheitsfaktor.

Der wohl wichtigste Faktor für die energetische Verwertung ist der Heizwert. In Abb. 7 sind die Heizwerte von Grünabfällen über den Jahresverlauf und in Abhängigkeit vom Sammelsystem dargestellt (Minimum, Median und Maximum). Auch wenn sich keine eindeutigen Beziehungen ableiten lassen, so verdeutlicht die große Schwankungsbreite zwischen Minimum und Maximum, dass der Anteil heizwertreicher Fraktionen stark schwanken kann. Im Jahresverlauf kann neben der Qualität auch die Quantität der Grünabfälle schwanken. So fallen die heizwertreicheren holzigen Abfälle aus Baum- und Strauchschnitt vorwiegend im Winter und Frühjahr an, während im Sommer auch große Mengen an Grasschnitt anfällt, der je nach Wassergehalt

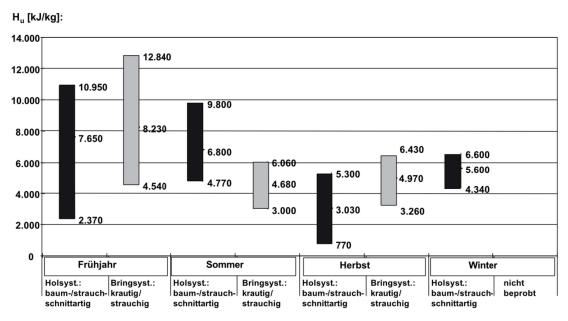


Abb. 7: Heizwert von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystem (Werte gerundet) [Kranert et al. 2007]

sehr geringe Heizwerte aufweisen kann.

Bei Bioabfällen gibt es laut Grammel [1993] über das Jahr verteilt vier typische Zusammensetzungen, welche in ähnlicher Weise auch bei Pretz et al. [2005] zu finden sind:

- Januar bis März: Küchenabfälle, Tannengrün und Zierblumen
- April bis Juni: Baum- und Strauchschnitt, Beetabdeckmaterialien, Ra senschnitt, Küchenabfälle, Restlaub
- Juli bis September: Rasenschnitt, Blumen, Küchenabfälle, Wurzeln und Strünke
- Okt. bis Dezember: Laub, Baum- und Strauchschnitt, Küchenabfälle, Fall obst, Wurzelstrünke, Reste von Topfblumen samt Bal len, Ernterückstände aus Gemüsegärten

Dabei können In Siedlungsgebieten mit Gärten, Gartenabfälle in den Monaten Mai bis Dezember etwa 80% des Bioabfallaufkommens ausmachen. Es darf angenommen werden das auch im Bereich der Bioabfälle die Anteile an heizwertreichen Fraktionen stark schwanken. Dabei ist anzumerken das laut Pretz et al. [2005], aufgrund des geringen holzigen Anteils in Bioabfällen, nur 1 - 3 m-% für die thermische Verwertung In Frage kommen.

3.2.1 Chemische Zusammensetzung

Am genauesten kann die Stoffzusammensetzung von Bio- und Grünabfällen mit einer Elementaranalyse beschrieben werden. Dabei werden die jeweiligen Anteile von

Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Sauerstoff (O), Stickstoff (N) und Schwefel (S), sowie die Anteile an nicht gebundenem Wasser (Feuchtigkeit) und Asche (inertes Material) bestimmt. Mit diesen Angaben kann dann auch über die Verbundformel von Dulong oder über die modifizierte Formel von Boie der Heizwert (Hu) in MJ/kg berechnet werden.

Dulong: $H_u = 33.9 c + 121.4 (h - o/8) + 10.5 s - 2.44 w$

Boie: $H_n = 34.8 c + 93.9 h - 10.8 o + 10.5 s + 6.3 n - 2.44 w$

Die kleinen Letter in den Formeln entsprechen den Anteilen der jeweiligen Elemente in kg/kg, wobei w für den Wasseranteil steht. Alle Elementanteile, sowie die Anteile von Wasser und Asche (geht nicht in die Formeln ein, da inert) ergeben zusammen 100 % bzw. 1 kg Brennstoff im ungetrockneten Zustand (FM).

In einer Schweizer Studie zur Behandlung von biogenen Abfällen, wurde für die Berechnungen, von durchschnittlichen Elementaranteilen ausgegangen, die aus einer Mischung von 60 % kommunaler Sammlung (Bioabfälle) und von 40 % Direktanlieferung aus Gartenbau und öffentlichen Diensten (Grünabfälle) stammte [BFE und BUWAL 2001]. Demnach hätte dieser durchschnittliche Schweizer Bio- und Grünabfall einen Heizwert von:

$$H_{y} = 4,55 \, MJ/kg = 33.9 \cdot 0,1624 + 121.4 \cdot (0,0200 - 0,1274/8) + 10.5 \cdot 0,0015 - 2,44 \cdot 0,60$$

Nach Wallmann et al. [2009] liegen in Deutschland die durchschnittlichen Heizwerte für Bioabfälle bei 3,5 MJ/kg und für Grünabfälle bei 6 MJ/kg. In der Praxis ist eine Elementaranalyse jedoch zu aufwendig. Die durchschnittlichen Heizwerte liegen jedoch für viele Stoffe und Stoffgemische vor. Lediglich der Feuchtegrad muss meistens noch bestimmt bzw. geschätzt werden, da dieser den Heizwert stark beeinflusst.

3.2.2 Wassergehalt

Der Wassergehalt von Bio- und Grünabfällen variiert stark in Abhängigkeit von der Substratzusammensetzung. Diese ist wiederum abhängig von der Jahreszeit, der Siedlungsstruktur und vom jeweiligen Sammlungssystem. Darüber hinaus können auch kurzfristige Wetterereignisse den Wassergehalt stark beeinflussen.

In Abb. 8 sind die Wassergehalte von Grünabfällen (Minimum, Median und Maximum) in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystem dargestellt. Das Bringsystem weißt durchgängig niedrigere Wassergehalte auf. Es könnte spekuliert werden das bei diesem System die Grünabfälle nicht so lange gelagert werden und deshalb witterungsbedingt weniger Wasser aufnehmen. Es ist auch möglich das der Anliefernde vorzugsweise trockeneren Abfall transportiert, bei entsprechend trockener Witterung. Von diesen Überlegungen abgesehen, kann festgestellt werden, dass im Herbst und Winter die Wassergehalte durchschnittlich höher liegen. Dies korreliert jedoch nicht mit den Heizwerten aus Abb. 7, was die Schlussfolgerung

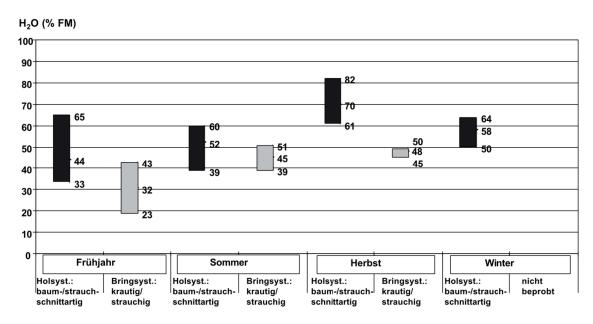


Abb. 8: Wassergehalte von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystem [Kranert et al. 2007]

erlaubt, dass der Wassergehalt keinen allein dominierenden Einfluss auf den Heizwert hat.

Bei reinen Bioabfällen können laut Grammel [1993] die Wassergehalte zwischen 55 und 75 % liegen. Nach Untersuchungen von Pretz et al. [2005] liegen die Wassergehalte in den Kornklassen bis 240 mm bei 50 - 80 %, während die anteilsmäßig kleine Kornklasse über 240 mm teils auch Wassergehalte unter 30 % aufweisen kann.

Der Zusammenhang zwischen Heizwert und Wassergehalt wird in Abb. 9 an Messergebnissen von holzigen Grünabfallproben mit hohen Anteilen an organischer Trockenmasse (OTM) dargestellt. Die Messergebnisse passen sich gut in die theoretischen Berechnungen mit definierten OTM- und Wassergehalten ein. Es wird deutlich das der Einfluss des Wassergehaltes einen großen, wenn auch nicht dominierenden, Einfluss auf den Heizwert hat. Dies ist auch plausibel, wenn bedacht wird, das bei der Verbrennung pro 10% Wasseranteil in 1 kg Abfall 2,44 MJ zu dessen Verdampfung aufgebracht werden muss.

In folgender Liste sind die TS-Anforderungen von verschiedenen Verwertungsverfahren angegeben [Wintzer et al. 1996]:

Naßfermentation: < 15 % TM

Trockenfermentation: 20 bis 45 % TMKompostierung: 40 bis 60 % TM

Verbrennung: > 60 % TM

Grundsätzlich kann durch eine Trocknung jede Biomasse die notwendigen TM-

Gehalte für die thermische Verwertung erreichen. Dabei muss jedoch auch der notwendige Energieaufwand für die Trocknung beachtet werden. Eine günstige Option könnte z.B. die Lufttrocknung darstellen, eine von vielen Möglichkeiten zur Nutzung regenerativer Energien.

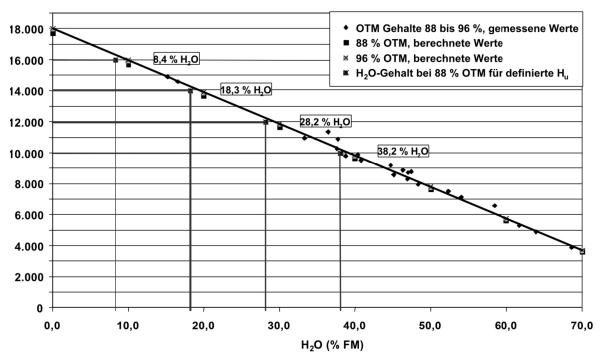


Abb. 9: Zusammenhang zwischen Heizwert (kJ) und Wassergehalt in holzigen Grünabfallproben mit hohem OTM-Gehalt (88 - 96%) [Kranert et al. 2007]

3.2.3 Organische Masse

Die organische Masse wird meist in Relation zur Trockenmasse (TM) als OTM dargestellt. Die restlichen Anteile der TM werden als Asche bezeichnet und sind inerter Natur. In der OTM ist chemische Bindungsenergie enthalten die beim Aufbau der Biomasse aus der Sonnenstrahlung gewonnen wurde. Bei der Verbrennung wird diese Energie wieder freigesetzt. Demnach bestimmen die OTM-Gehalte, neben dem Wasseranteil, den Heizwert, während der Ascheanteil bei der Verbrennung nur erhitzt wird aber keinen energetischen Beitrag leistet.

In Abb. 10 sind OTM-Gehalte von Grünabfällen dargestellt, aus der eine deutliche Abhängigkeit vom Sammelsystem hervorgeht. Laut Kranert et al. [2007] hat dies mit der Bündelsammlung des Holsystems zu tun, bei der holzreiche Fraktionen überwiegen, die zudem frei von Erdanteilen sind, welche den OTM-Gehalt stark senken.

In Abb. 11 wird der Zusammenhang zwischen OTM-Gehalt und Heizwert deutlich sichtbar. Bei gleich bleibendem Wassergehalt liegt der Heizwert umso höher, je mehr organische Substanz im Grünabfall vorhanden ist. Auch bei Heranziehung der Heizwertformel wird dies leicht nachvollziehbar, schließlich besteht die organische Substanz zu einem Großteil aus Kohlenstoff und Wasserstoff.

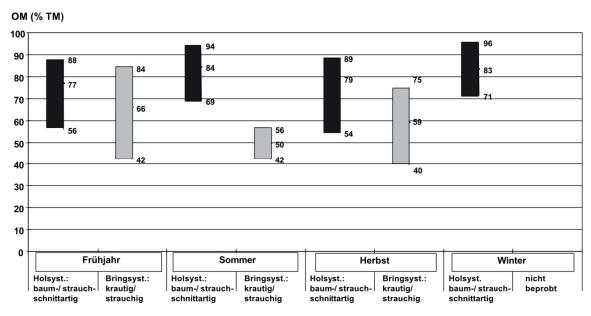


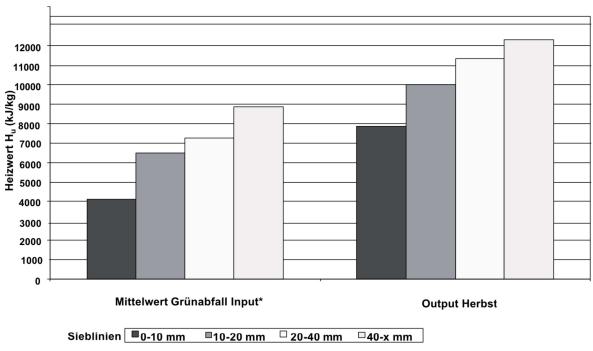
Abb. 10: OTM-Gehalte von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystem [Kranert et al. 2007]

3.2.4 Korngröße

Nach Untersuchungen von Pretz et al. [2005] belaufen sich die Feinkornanteile < 40 mm in Bioabfällen auf 57 bis 84 m-%. Dagegen lagen die Anteile in der Kornklasse > 240 mm bei maximal 7 bis 10 % und im Durchschnitt bei 1 bis 3 %. Da sich im Bioabfall die holzreichen und damit heizwertreichen Materialien vorwiegend in dieser Kornklasse befinden, wird wie bereits erwähnt, davon ausgegangen, dass nur 1 bis 3 % der Bioabfälle für die thermische Verwertung geeignet sind.

Grünabfälle weißen naturgemäß höhere holzige Anteile auf und damit auch höhere OTM-Gehalte und Heizwerte. In Abb. 12 sind die Heizwerte für vier Sieblinien dargestellt. Einmal für angelieferten Grünabfall und einmal für ein konfektioniertes Produkt, einen Ersatzbrennstoff (EBS).

Der Zusammenhang zwischen der Größe der Kornklasse und dem Heizwert liegt hier wohl vornehmlich an dem größeren Wasserbindungsvermögen der kleineren Partikel. Daneben kann davon ausgegangen werden das größere Partikel einen höheren OTM-Gehalt haben, der ihre Stabilität ausmacht, wobei der Aschegehalt mit abnehmender Korngröße zunimmt [Pretz et al. 2005]. In Bezug auf die Aufbereitung heizwertreicher Fraktionen ermöglichen größere Partikel auch eine geringere Schüttdichte, was wiederum eine effektive Lufttrockung ermöglicht, die ihren Heizwert weiter steigern kann.



*) 2 Input-Proben Frühjahr, 2 Input-Proben Herbst

Abb. 12: Vergleich der Heizwerte in den Siebfraktionen von Grünabfall-Inputproben und einer konfektionierten Outputprobe für die energetische Verwertung [Kranert et al. 2007]

3.2.5 Nährstoffe und Schwermetalle

Bei der Kompostierung werden Teile der Nährstoffe im Bio- und Grünabfall verstoffwechselt. Enthaltene Schwermetalle konzentrieren sich vollständig auf, sofern sie nicht ausgewaschen werden oder in eine Gasphase übergehen. Dagegen enden die meisten Nährstoffe und Schwermetalle bei der Verbrennung entweder in den zu deponierenden Aschen und Rückständen der Abluftfilter, oder teilweise auch als Gasphase in der Atmosphäre.

Qualitätskontrollen beziehen sich bei der Kompostierung vorwiegend auf das Endprodukt Kompost und bei der Verbrennung auf einzuhaltende Abgaswerte. Beim Inputmaterial kann nur darauf geachtet werden das offensichtliche Schadstoffträger, wie Batterien, oder Chlorhaltige Kunststoffe im Falle der Verbrennung, vor der stofflichen bzw. thermischen Verwertung ausgefiltert werden. Bei erhöhter Schwermetallkontamination könnte grundsätzlich der biologische Prozess in der Kompostierung gestört werden. Die thermische Verwertung wird dagegen kaum beeinträchtigt sein, da selbst relativ hohe Gehalte nur einen kleinen Bruchteil der heizwertbestimmenden Elemente ausmachen

3.2.6 Störstoffe

Im Bereich der Bioabfallsammlung lässt sich, trotz intensiver Öffentlichkeitsarbeit und Mobilisierung der Systembenutzer für eine hohe Qualität der Sammelware, der Eintrag von Störstoffen nicht vollständig unterbinden. Zu den Störstoffen gehören un-

ter anderem Folien, Flaschen, Kunststoffe und Metalle. Obwohl Papier und Pappe grundsätzlich kompostierbar sind, werden diese Stoffe teilweise auch als Störstoffe angesehen.

Pretz et al. [2005] kamen bei ihren Untersuchungen von Bioabfällen auf Störstoffanteile von $3-5\,\%$, wobei ca. 92 % davon auf die Stoffgruppe Papier, Pappe und Kartonagen zurückgingen. Dies erscheint hoch, wird aber durch deren hohes Wasserbindungsvermögen erklärt, wogegen Folien und andere Kunststoffe eine geringere Masse aufweisen. Der heizwertreiche Grobkornanteil > 240 mm war nahezu frei von Störstoffen, was ihn sowohl für die thermische, wie auch für die stoffliche Verwertung attraktiv macht. Bei der Grünabfallsammlung liegen die Störstoffanteile in der Regel unter einem Prozent [Kranert et al. 2007].

Teile der Störstoffe selbst könnten als heizwertreiche Fraktion in Frage kommen. Da es dabei aber nicht um die hier thematisierte Stoffstromaufteilung geht, wird nicht näher darauf eingegangen.

3.3 Definition heizwertreicher Fraktionen

Obwohl es keine genaue Definition einer heizwertreichen Fraktion gibt, wird davon ausgegangen das ab einem Heizwert von 11 MJ/kg eine thermische Verwertung energetisch und wirtschaftlich sinnvoll ist. Wallmann et al. [2009] gehen in ihrer Bilanzierung über Energie aus Abfall davon aus, des etwa 10 % des gesamten Kompostinputmaterials aus holzigem Strukturmaterial besteht, mit einem durchschnittlichen Heizwert von 13 MJ/kg. Frühere Abschätzungen kamen auf ein thermisches Verwertungspotential für Bioabfall von 0,205 Tg [Fricke et al. 2003 in Pretz et al. 2005], bezogen auf den Gesamtanfall in 2007 also etwa 5,5 %. Etwas mehr als die 1 - 3 % bei Pretz et al. [2005]. Für Grünabfall wurde ein Potential von 1,5 Tg ausgemacht, wiederum auf 2007 bezogen, wären das etwa 33 %. Zusammen ergäbe sich ein Potential von etwa 20 % aller Bio- und Grünabfälle. Nach Hams et al. [2009] kommen mehrere Studien zu dem Ergebnis, dass die gut verwertbaren Anteile an Grünabfällen ca. 30% betragen. Die Unterschiede bei solchen Abschätzungen lassen sich nicht nur auf die jeweils verwendete Datengrundlage zurückführen, sondern besonders auch auf die jeweils getroffenen Annahmen der Verwertbarkeit. So lässt sich, wie bereits erwähnt, Grünabfall auch entsprechend konfektionieren, indem z.B. mit einer Trocknung der Heizwert heraufgesetzt wird. Dementsprechend könnte das Potential für die thermische Grünabfallverwertung auch höher angesetzt werden.

In den folgenden Betrachtungen zu den möglichen Stoffströmen wird ein Grünabfall mit einem Heizwert von 11 MJ/kg als definierte heizwertreiche Fraktion (HF_{def}) verwendet. Dieser soll einen Wassergehalt von 33 % und einen OTM-Gehalt von 88 % aufweisen. Der Kohlenstoffgehalt soll bei 340 g/kg Frischmasse liegen. Dieser Grünabfall, welcher aus einer Beprobung von Kranert et al. [2007] stammt, wird nicht als repräsentativ für das gesamte mögliche Potential an heizwertreichen Fraktionen betrachtet. Dennoch dürfte damit eine reale Bewertung der optimalen Stoffstromlen-

kung gewährleistet werden.

Abschließend muss noch einmal darauf hingewiesen werden, dass die Bandbreite für die Menge und Qualität der abschöpfbaren Brennstoffe sehr groß und abhängig von den jeweiligen Standort- und Anlagenparametern ist [Pretz et al. 2005]. Demnach können auch nur anlagenspezifische Profile erstellt werden und eine Verallgemeinerung ist nicht möglich. Dies ist auch der Grund warum in dieser Arbeit kein repräsentativer Abfall mit einer definierten abschöpfbaren heizwertreichen Fraktion verwendet wird, sondern nur ein beispielhafter Grünabfall, der als heizwertreiche Fraktion angesehen werden kann.

4 Kompostierung

Die Umwandlung von frischen organischen Materialien in Kompost erfolgt vornehmlich aus drei Gründen: um die Phytotoxizität von unstabilisiertem organischen Material zu überwinden, um pathogene Lebewesen auf ein nicht gesundheitsschädliches Maß zu reduzieren, und um organischen Dünger herzustellen und damit biologische Abfälle und andere Biomasse zu recyceln [Insam und Bertoldi 2007]. In diesem Kapitel werden zu Beginn die grundsätzlichen Abläufe in der Kompostierung dargestellt und danach wird auf die Anforderungen des zentralen, biologischen Prozesses, der Rotte, eingegangen. Abschließend werden die umfangreichen Auswirkungen des Produktes Kompost auf Landwirtschaft, Umwelt und Klima betrachtet.

4.1 Ablauf der Kompostierung

Wie aus Abb. 13 ersichtlich wird, besteht der Kompostierungsprozess generell aus der Vorbereitung des Ausgangsmaterials (Dosierung), der Rotte (biol. Prozess) und der Aufbereitung des fertigen Produktes (Siebklassierung) [Diaz et al. 2007]. Dabei beschreibt das dargestellte Grundfließbild ein Kompostierungsverfahren bei dem die notwendige Störstoffabscheidung (Siebklassierung und Sortierstufe) dem biologischen Prozess nachgeschaltet ist. Die grundsätzlich in die Störstoffabscheidung integrierte Magnetscheiderstufe wurde aus Gründen der besseren Übersichtlichkeit nicht mit dargestellt.

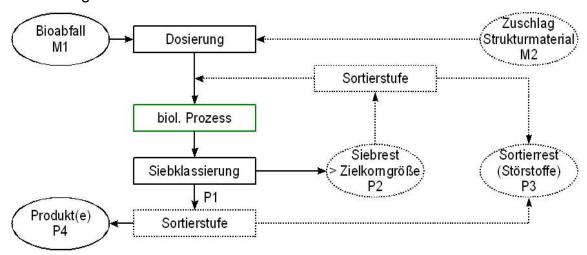


Abb. 13: Grundfließbild mit Reinigungsstufe am Prozessende [der Autor, nach Pretz et al. 2005]

Die möglichen Entnahmepunkte für potentiell heizwertreiche Fraktionen befinden sich beim Zuschlag des Strukturmaterials M2 und beim Siebrest P2 bzw. nach dessen Sortierung. Befinden sich genügend strukturreiche Materialen im Bioabfall so kann auf eine Zudosierung von M2 verzichtet werden. Wie aus Abb. 13 erkenntlich wird, kann das biologisch schwer abbaubare Strukturmaterial über die Siebklassierung und die Sortierstufe auch im Kreis geführt werden, was zu einer Einsparung von M2 führt. Andererseits kann es auch sinnvoll sein die heizwertreichen Fraktionen

in M2 zuerst durch den biologischen Prozess zu schleusen und danach in die thermische Verwertung umzuleiten. Nach Pretz et al. [2005] kommt es bei der Rotte zu keiner Verschlechterung der Brennstoffeigenschaften, im Gegenteil ist durch den Wasseraustrag mit einer Steigerung des Heizwertes zu rechnen.

Der Sortierrest P3 kann je nach Zusammensetzung auch heizwertreiche Fraktionen enthalten, allerdings bestehen diese vorwiegend aus Kunststoffen, welche hier nicht von Interesse sind. Zudem ist auch mit einem beträchtlichen Anteil von Steinen und anderen inerten Materialien zu rechnen.

Das in Abb. 14 dargestellte Fließbild zeigt eine Kompostierung, bei der die Störstoffabscheidung sowohl vor als auch nach dem biologischen Prozess stattfindet. Günstige Entnahmepunkte für heizwertreiche Fraktionen finden sich hier beim Zuschlag des Strukturmaterials M2, sowie nach der Siebklassierung II und nach der Sortierung des Siebüberlaufs P1.

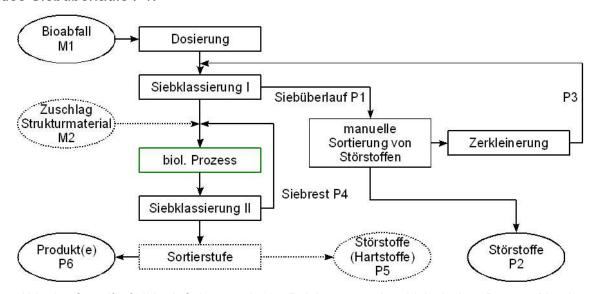


Abb. 14: Grundfließbild mit Schwerpunkt der Reinigung vor dem biologischen Prozess [der Autor, nach Pretz et al. 2005]

Auch in diesem Ablauf kann Strukturmaterial über den Siebrest P4 rezirkuliert werden. Durch die vorgeschaltete Siebklassierung kommt es dabei jedoch zu einer geringeren Anreicherung mit Störstoffen. Allgemein ist die vorgeschaltete Störstoffabscheidung einer Nachgeschalteten zu bevorzugen, da während der Rotte teils auch Schadstoffe aus den Störstoffen in den Kompost übergehen können.

4.2 Anforderungen des biologischen Prozesses

Der Rotteprozess teilt sich in verschiedene Stadien auf und unterliegt einer Vielzahl von Umweltanforderungen. Im folgenden werden diese aufgezeigt und im Hinblick auf die Entnahme heizwertreicher Fraktionen, also vornehmlich Strukturmaterialien, betrachtet.

Die vier Stadien der Kompostierung sind: die mesophile Phase, die thermophile Phase, die Abkühlphase (zweite mesophile Phase), und die Reifephase [Insam und Bertoldi 2007]. Wie auch aus Abb. 15 zu ersehen ist, werden zuerst die leicht verwertbaren Zucker, Eiweiße und organische Säuren abgebaut. Zellulose, Fette, Öle und Chitin sind schwerer abbaubar und werden dementsprechend langsamer umgesetzt. Durch die beschleunigte biologische Aktivität kommt es zu einer Temperaturzunahme die schließlich in der thermophilen Phase kulminiert. In dieser werden Temperaturen erreicht die zum Tod der meisten Mikroorganismen führen. Durch Wärmeabstrahlung und dem Einbruch der biologischen Aktivität fallen die Temperaturen in der Abkühlphase und es kommt zu einer Wiederbesiedlung mit Mikro- und Makroorganismen. Letztere sind dann auch in der Reifephase vermehrt am Umbau der Biomasse beteiligt.

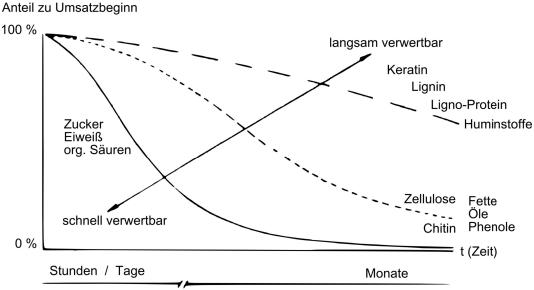


Abb. 15: Abbaugeschwindigkeiten nieder- und hochmolekularer Reststoffe [verändert nach Grabbe 1988 aus Krogmann 1994]

Lignin, Ligno-Protein und Keratin werden in der Kompostierung am langsamsten abgebaut, meist geschieht dies mit Co-Metabolisation, da der Energiegewinn durch den Abbau dieser Stoffe nur geringfügig ist. Der Abbau wird vorrangig von einigen Pilzen vorangetrieben, welche oft pathogener Art sind und auch an lebenden Pflanzen gedeihen [Insam und Bertoldi 2007]. Da die heizwertreichen Fraktionen der Grünabfälle zu einem großen Teil Lignin enthalten, wäre dessen Entnahme nicht nachteilig auf die eigentliche biologische Umsetzung. Es könnte sogar argumentiert werden, dass bei geringeren Anteilen schwer umsetzbarer Fraktionen, die biologische Aktivität gesteigert würde und somit höhere Temperaturen in der thermophilen Phase erreicht werden. Dies hätte Vorteile im Sinne der Hygienisierung des Abfalls und der Rotteprozess würde insgesamt schneller ablaufen.

Nach Diaz und Savage [2007] sind die wichtigsten Umweltfaktoren bei der Rotte:

Temperatur, pH-Wert, Belüftung, Feuchtigkeit, und Substrat. Dabei hat sich durch allgemeine Erfahrung gezeigt, dass die Verfügbarkeit von Sauerstoff derjenige Umweltfaktor ist, welcher die meiste Aufmerksamkeit verlangt [Diaz et al. 2007]. Da jedoch kein biologischer Prozess ohne Wasser abläuft, stellt auch der Feuchtegrad Im Ausgangssubstrat einen sehr bedeutenden Faktor dar. Dieser sollte im Bereich von etwa 60% liegen, wobei im fertigen Kompost ein Zielfeuchtegrad von 30% angestrebt wird [Diaz und Savage 2007].

Die heizwertreiche Fraktion, in Form von Strukturmaterial, beeinflusst über die verbesserte Belüftung den Sauerstoffgehalt und indirekt die Temperatur und den Feuchtegehalt, drei der wichtigsten Parameter. Insofern muss diese Fraktion als integraler Bestandteil der Rotte angesehen werden. Nur Strukturmaterial, welches nicht für eine optimale Rotte gebraucht wird, darf in die thermische Verwertung umgeleitet werden.

Dagegen ist ein Zuviel an Strukturmaterial kaum möglich, es sei denn die Belüftung trägt zu viel Wasser und Wärme aus, wobei dies bei Zwangsbelüftung gut regelbar ist. Dagegen könnte das weite C/N-Verhältnis im Strukturmaterial kritisch betrachtet werden. Laut Wintzer et al. [1996] beträgt das optimale C/N-Verhältnis für die Kompostierung 20 bis 40:1, neuere Empfehlungen grenzen den Bereich auf 25 bis 35:1 ein [Cuhls et al. 2008]. Doch obwohl Strukturmaterialien oft ein weiteres C/N-Verhältnis haben, muss dies nicht von Nachteil sein. Schließlich werden diese Materialen nur zur Gewährleistung aerober Verhältnisse mitkompostiert und haben kaum Anteil an der biologischen Umsetzung [Wintzer et al. 1996].

Zum Schluss soll noch ein weiterer wichtiger Faktor bei der Rotte genannt werden. Auch wenn alle Umweltfaktoren optimal eingestellt sind, so bedarf der Prozess immer noch ein ausreichend Maß an Zeit, wie schematisch auch aus Abb. 15 zu erkennen ist. Dies hängt mit den beteiligten Mikroorganismen zusammen, welche, bestimmt durch ihre Evolution, nur ein jeweiliges Maximum an Verstoffwechselung und Vermehrung erreichen können.

4.3 Auswirkungen der stofflichen Verwertung zu Kompost

In diesem Kapitel werden die Effekte von Kompost auf Landwirtschaft und Umwelt, sowie auf den Klimaschutz betrachtet. Die getrennte Betrachtung dieser Bereiche ist aufgrund der unterschiedlichen zeitlichen, wie auch räumlichen Dimensionen sinnvoll. Die Änderung des Klimas erfolgt mittel- bis langfristig und global, wenn auch mit unterschiedlichen lokalen Auswirkungen. Im Gegensatz dazu sind die Auswirkungen auf Landwirtschaft und Umwelt lokal bis regional und sie erfolgen kurz- bis mittelfristig, wenngleich auch langfristige Folgen möglich sind. Durch die wechselseitigen Einflüsse aufeinander können beide Bereiche im folgenden jedoch nicht völlig getrennt werden.

4.3.1 Landwirtschaft und Umwelt

Kompost kann mit dem Begriff des Humus gleichgesetzt werden, da dieser die Summe aller abgestorbenen Organik von Pflanzen, Bakterien und Tieren beinhaltet, sowie dessen Abbau- und Umsetzungsprodukte. In der Landwirtschaft steigern hohe Humusgehalte die Ertragsfähigkeit der Böden. Dieser positive Einfluss lässt sich auf folgende Eigenschaften zurückführen: Im Humus sind Nährstoffe gespeichert, welche durch langsame Mineralisierung pflanzenverfügbar werden, durch den großen Porenraum erhöhen sich Wasserspeicherkapazität und Durchlüftung, die enthaltenen Proteine verhindern größere pH-Schwankungen und dies alles führt letztendlich auch zu einer größeren Vielfalt und einer höheren Menge von Bodenorganismen, welche wiederum Nährstoffe aus abgestorbener Organik freisetzen und teilweise Phytopatogene unterdrücken.

Das BMU [2009] bewertet Kompost in Hinblick auf die Landwirtschaft folgendermaßen: "Gerade der Einsatz von Komposten bietet eine sehr gute Möglichkeit, den Humusgehalt der Böden zu stabilisieren oder zu verbessern sowie die biologische Aktivität im Boden zu fördern."

In Abb. 16 sind die Vermarktungswege von RAL-gütegesicherten Komposten in Deutschland für das Jahr 2006 dargestellt. Nach Schätzungen der BGK [2009] stammen 75% aller Komposte aus gütegesicherten Kompostierungsanlagen. Der gesamte RAL-Kompostabsatz, welcher etwa 3 Tg/a umfasst, setzt sich annähernd zu zwei Dritteln aus Fertig- und zu einem Drittel aus Frischkompost zusammen. Während letzterer vorwiegend in der Landwirtschaft eingesetzt wird, ist die Anwendung von Fertigkompost breiter gestreut. Die geringen Anteile Substratkompost finden vor allem in Erdenwerken Verwendung, der Mulchkompost geht vorwiegend in den Landschafts- und Hobbygartenbau. [BGK 2007]

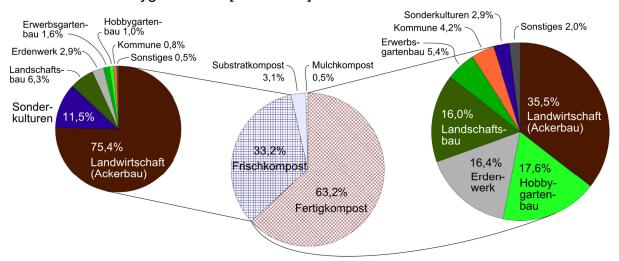


Abb. 16: Vermarktungswege von RAL-gütegesicherten Komposten in 2006 [der Autor, Daten aus BGK 2007]

Wird angenommen, das auch der nicht RAL-gütegesicherte Kompost ähnlichen Ver-

marktungswegen unterliegt, so wären 2006 etwa 1,9·10⁶ Mg Frisch- und Fertigkomposte in der Landwirtschaft ausgebracht worden. Bei einer mittleren Aufwandsmenge von 8 Mg je Hektar und Jahr und einer Ackerbaufläche von 11,9·10⁶ ha [destatis 2009c] würde dies einer Kompostversorgung von lediglich 2 % entsprechen.

Komposte werden nicht nur als Bodenverbesserer eingesetzt, sondern ersetzen teilweise als Pflanzsubstrate, die Verwendung von Torf. Deutschland importierte in 1995 1,3 Mio m³ Torf, der Gesamtverbrauch liegt bei etwa 12 Mio m³ [Anneser et al. 2005]. Die Verwendung findet vorwiegend im Erwerbsgartenbau und nur zu etwa 1/3 im Hobbybereich statt. Im europäischen Vergleich ist festzustellen das vor allen dort Torf als Pflanzmedium verwendet wird, wo es große Torfvorkommen gibt oder früher gab, wie in Deutschland. Dagegen macht Torf z.B. in Frankreich nur etwa 40 % aller Pflanzmedien aus. Es scheint sich beim Torfeinsatz also mehr um ein psychologisches Phänomen zu handeln, während technische und wirtschaftliche Gründe von grundsätzlich geringerem Ausschlag sind. So besteht fachlich auch Einigkeit darüber das eine 50 - 75 %ige Torfreduktion in den meisten Bereichen der Gartenbauwirtschaft ohne Ergebnisverschlechterung möglich ist. [Reinhofer et al. 2005]

Nach Anneser et al. [2005] werden die deutschen Torfvorräte bei gleichbleibendem Abbau in 20 bis 30 Jahren erschöpft sein. Zwar könnten die Importe ansteigen, aber dies wäre auch keine nachhaltige Lösung, da Torfmoore nur sehr langsam nachwachsen und zudem ökologisch bedeutsame Lebensräume darstellen. Zwar können nicht alle Komposte die Eigenschaften von Torf als Pflanzsubstrat ersetzen, aber die in dieser Arbeit definierte heizwertreiche Fraktion (HF_{def}), würde laut Kranert et al. [2007] pro 1 Mg Inputmaterial etwa 1,94 m³ Torf substituieren können. Angenommen alle Grünabfälle (4,5 Tg) hätten dieses Substitutionspotential, so könnten theoretisch 8,7 Mio m³ Pflanzsubstrate hergestellt werden, welche knapp 75 % des deutschen Torfverbrauches ersetzen könnte. Da diese Annahme aber übertrieben ist und weil ein Großteil der Grünabfallkomposte schon anderweitig verwendet wird, liegt genau wie im Bereich des landwirtschaftlichen Komposteinsatzes ein kaum zu befriedigendes Verwertungspotential vor.

Die Entwicklung der Anteile von Hauptnährelementen (Nährstoffen) im Kompost, ist auf der rechten Seite von Abb. 17 dargestellt. Die Angaben beziehen sich auf die Gesamtgehalte der Nährstoffe, wovon aber nur ein Teil direkt pflanzenverfügbar ist. Die gelösten und damit sofort pflanzenverfügbaren Anteile korrelieren aber tendenziell mit den dargestellten Werten. Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K) sind die bedeutendsten der sechs Hauptnährelemente und werden oft unter dem Kürzel NPK zusammengefasst. Die anderen drei Elemente sind Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und Schwefel (S), wobei zu letzterem keine Daten erhoben wurden. Der Anstieg der Nährstoffgehalte im Kompost von 1991 bis 2005 geht zu einem großen Teil auf Calcium zurück, aber auch die Anteile der anderen Elemente an der Trockenmasse konnten gesteigert werden. Kompost stellt damit ein sehr nährstoffreiches Substrat dar, verglichen mit den durchschnittlichen Spannen für Nährstoffanteile in Böden.

Diese liegen für Stickstoff bei 0,03-0,3 %, für Phosphor bei 0,01-0,1 %, für Kalium bei 0,2-3,0 %, für Calcium bei 0,2-1,5 % und für Magnesium bei 0,1-1,0 % [Schroeder und Blum 1992].

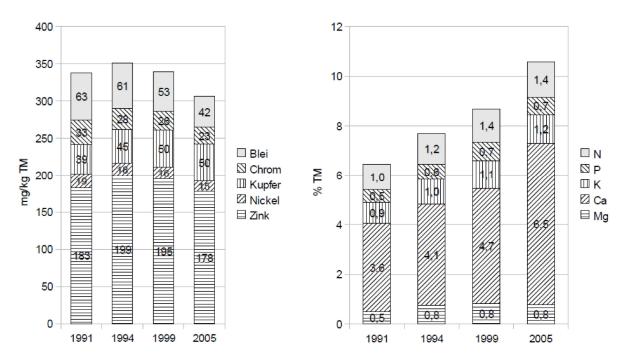


Abb. 17: Entwicklung der durchschnittlilchen Qualität von zertifiziertem RAL-Kompost nach Gehalt von Schwermetallen (links) und Haupnährelementen (rechts) [der Autor, Daten aus Tab. 8]

Auf der linken Seite von Abb. 17 ist die Entwicklung der Schwermetallgehalte in mg/kg Trockenmasse (TM) dargestellt, wobei Cadmium und Quecksilber aufgrund ihrer geringeren Konzentration nicht in die Abbildung mit aufgenommen wurden. Der Cadmiumgehalt sank kontinuierlich von 0,79 mg/kg (1991) auf 0,45 mg/kg (2005) und der Anteil von Quecksilber sank ebenfalls kontinuierlich von 0,25 mg/kg (1991) auf 0,13 mg/kg (2005). Tendenziell lässt sich eine Verringerung der Schwermetallgehalte in zertifiziertem Kompost erkennen. Alle Werte liegen nach der Düngemittelverordnung unter den Grenzwerten und unterschreiten sogar die Kennzeichnungspflicht [DüMV 2008]. Viele der aufgeführten Schwermetalle entfalten je nach ihrer Konzentration toxische Wirkungen auf Pflanzen und Tiere. Daneben sind aber Zink und Kupfer auch wertvolle Spurennährelemente. Häufige Gesamtgehalte von Zink in Böden betragen 10 – 300 mg/kg, bei Kupfer sind es 5 – 100 mg/kg [Schroeder und Blum 1992].

In Tab. 1 ist die ertragssteigernde Wirkung von Kompost anhand einiger Untersuchungsergebnisse dargestellt. In der konventionellen Landwirtschaft stehen die Zahlen im Vergleich zwischen Mineraldüngung und kombinierter Mineraldünger- und Kompostanwendung. Bei der ökologischen Landwirtschaft wurde kein Mineraldünger angewendet. Die Tatsache das die Kompostgabe auch bei gleichzeitiger Mineraldün-

Quelle	Organ. Düngemittel oder Humusänderung	Produkt / Bezug	Ökologische Landwirtschaft Ertrags- steigerung [%]	Konventionelle Landwirtschaft Ertrags- steigerung [%]		
Leithold [1984]	Erhöhung C _{org} im Boden von 0,65% auf 1,15%	Silomais	~62	~21		
Diez et Krauss [1997]	Kompost	Verschiedene	20 - 60	-		
Körschens [1999]	Erhöhung C _{org} im Boden von 0,65% auf 1,15%	Sommer- gerste	~38	~15		
Buchgraber [2000]	Bioabfallkompost	Silomais	-	8,0		
	Granulierter Bioabfallkompost *	Silomais	22,4	4,0 (ohne zus. mineral. N)		
Buchgraber [2000]	Bioabfallkompost	Kernölertrag, Kürbiskern	31,6	0,0 (ohne zus. mineral. N)		
	Granulierter Bioabfallkompost *	Kernölertrag, Kürbiskern	22,4	-7,0 (ohne zus. mineral. N)		
Aichberger et al [2000]	Bioabfallkompost	Fruchtfolge	24,6	9,0		
	Grünschnittkompost	Fruchtfolge	30,1	9,0		
Hartmann [2002]	Frischkompost	Fruchtfolge	22,2	-		
	Fertigkompost	Fruchtfolge	28,8	-		
Ude [2006]	1000 kg Humus-C	Fruchtfolge	-	0,7-7,3		
LTZ [2008]	Bioabfallkompost	Fruchtfolge	~40	~8		
* Verbesserte Ausbringung und Verteilung gegenüber herkömmlichem Kompost [Buchgraber, 2000]						

Tab. 1: Ertragssteigernde Wirkung der Kompostdüngung oder organischer Masse im Boden [Springer 2009]

gergabe eine Ertragssteigerung hervorruft, spiegelt die vielfältigen Wirkungen von Kompost wieder, die über den reinen Gehalt an Nährstoffen hinausgeht. Leider geht aus der Tabelle nicht hervor, welche Mengen im Jahresdurchschnitt eingesetzt wurden. Allerdings wären zu einer umfassenden Ertragsbewertung von Komposten noch weitere Daten notwendig, wie z.B. Bodenart, genaue Fruchtfolge und meteorologische Messwerte.

4.3.2 Klimaschutz

Die Reduzierung von anthropogenen Treibhausgasemissionen ist das primäre Mittel für den Klimaschutz. Die CO₂-Emissionen aus der biologischen Rotte können als klimaneutral betrachtet werden, da diese beim Aufbau der Biomasse der Atmosphäre entzogen wurden. Gelänge es mit der Kompostanwendung den Kohlenstoffgehalt des Bodens langfristig zu erhöhen, also die vollständige Mineralisierung des Komposts zu verhindern, so ergäbe sich sogar eine Kohlenstoffsenke.

Bei der Rotte bilden sich jedoch auch die klimawirksamen Gase N₂O, CH₄ und NH₃, welche in dieser Arbeit als CO_{2e}-Emission gewertet werden. Dies basiert auf der vereinfachten Vorstellung das beim Wachstum nur CO₂ aus der Luft entnommen und in C-Verbindungen in der Biomasse festgelegt wurde und dementsprechend bei optimaler Verwertung auch nur CO₂ emittiert werden dürfte. Unterstützt wird dies durch

den Vergleich mit der thermischen Verwertung, wo eine weitgehend komplette Oxidierung allen Kohlenstoffs zu CO₂ erreicht wird. Zwar kann nur der trockenere und heizwertreiche Teil der Bio- und Grünabfälle energetisch sinnvoll verbrannt werden, aber die feuchteren Anteile könnten über die Co-Fermentation ebenfalls einer energetischen Verwertung zugeführt werden. Es ist jedoch anzumerken das bei letzterer Option auch klimawirksame Emissionen aus den Gärresten auftreten können [DBU 2003]. Weiterhin muss darauf hingewiesen werden das auch in natürlichen Kreisläufen N₂O- und CH₄-Emissionen aus der Zersetzung von Biomasse vorkommen [Goodroad und Keeney 1984, Chan und Parkin 2001].

Cuhls et al. [2008] untersuchten den Anfall von THG-Emissionen durch die Kompostierung in Deutschland, angefangen bei der Herstellung, über die Lagerung bis hin zur Ausbringung. Die Ergebnisse sind in Tab. 2 zusammengefasst und massenspezifisch auf den Gesamtinput und die Kompostprodukte aller deutschen Verwertungsanlagen (es wurde die Bio-, Grün- und Klärschlammkompostierung betrachtet) für 2006 umgerechnet [nach destatis 2008a]. Demnach verursacht 1 Mg Kompost durchschnittlich eine CO_{2e}-Emission von 122,7 kg, bezogen auf den Input ergibt sich eine Emission von 58,4 kg CO_{2e}. Leider wurden in der Studie keine spezifischen Daten für die relevanten heizwertreichen Grünabfälle angegeben, was deren Einschätzung unsicherer macht. Dennoch werden die ermittelten Werte, in Ermangelung fundierterer Daten, in der späteren Stoffstrombewertung verwendet.

	Treibhaus- gas- potential	Behand- lungs- prozess	Produkt- lagerung	Produkt- aus- bringung	Summe	Bezug auf Gesamtinput (8.587 Gg)	Bezug auf Geskompost (4.087 Gg)
	(mal CO ₂)	(Gg/a)	(Gg/a)	(Gg/a)	(Gg/a)	(kg/Mg)	(kg/Mg)
CH ₄	25,00	9,407	0,002	0,015	9,424	1,097	2,306
N ₂ O	298,00	0,577	0,039	0,236	0,852	0,099	0,208
NH ₃	2,98	1,917	0,292	1,752	3,961	0,461	0,969
CO _{2e}		412,834	12,542	75,924	501,3	58,4	122,7

Tab. 2: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung von Bio- und Grünabfällen [Daten aus Cuhls et al. 2008 und destatis 2008a]

Der Anteil der Kompostierung an den deutschen Gesamtemissionen liegt für CH_4 , N_2O und NH_3 jeweils bei etwa einem halben Prozent. In CO_2 -Äquivalenten beträgt der Anteil der summierten Emissionen sogar nur ein halbes Promille. Ein weiteres Hauptergebnis der Studie ist die vorrangige Abhängigkeit der THG-Bildung vom Cund N-Gehalt des Inputmaterials (Materialmix), sowie von den jeweiligen Prozessbedingungen (Betrieb). Die Bau- und Verfahrenstechnik spielt dagegen nur eine geringe Rolle.

Mit den im Kompost enthaltenen Nährelementen können Mineraldünger substituiert werden. Um zu beantworten welche Auswirkungen dies auf den Klimaschutz hat

kann die notwendige Primärenergie für die Mineraldüngerproduktion herangezogen werden, sowie die dabei freigesetzten THG. Der energetische Aufwand lässt sich aufgrund verschiedener Energieträger und Rohstoffe bei der Herstellung nicht mit den THG gleichsetzen. Springer [2009] hat Daten zum Energieverbrauch und zu den THG-Emissionen bei der Mineraldüngerproduktion zusammengetragen und ausgewertet. In Tab. 3 sind die durchschnittlichen Werte, sowie die Werte der best verfügbaren Technik (BAT) für die Produktion von Stickstoff, Phosphor, Kali und Kalk dargestellt.

Produkt	Primärenergiever	brauch in MJ/kg	CO ₂ -Emissionen in kg/kg		
	lst-Wert BAT		lst-Wert	BAT	
N (Stickstoffdünger)	67,0	40,8	6,92	2,52	
P (Phosphatdünger)	21,0	-6,8	1,00	-0,24	
K (Kalidünger)	11,2	4,47	0,66	0,24	
Ca (Kalkdünger)	2,0	-	0,113	-	

Tab. 3: Primärenergieverbrauch und THG-Emissionen bei der Herstellung mineralischer Dünger [nach Springer 2009]

Mit den durchschnittlichen Anteilen dieser Elemente im Kompost kann die vermiedene Primärenergie auf den Kompost und sein Inputmaterial umgerechnet werden. Dabei muss noch eingerechnet werden das nicht alle Nährelemente im Kompost zu hundert Prozent pflanzenverfügbar gemacht werden. In Tab. 4 ist diese Tatsache berücksichtigt, ebenso wie der Umstand das die relevante heizwertreiche Fraktion zum größten Teil aus Grünabfall besteht. Nach einer Literaturauswertung von Springer [2009] wird im zehnjährigen Mittel 37% des Gesamtstickstoffs im Kompost pflanzenverfügbar, die Nährstoffe P, K und Ca werden zu 100% umgesetzt. Die Nährstoffgehalte der RAL-gütegesicherten Komposte aus Grünabfällen lagen für Frisch- und Fertigkomposte vor und wurden nach ihren Vermarktungsanteilen interpoliert (2/3 zu 1/3, siehe auch Abb. 16).

Dünger	Kompost aus	Kompost aus	Anrechen-	CO ₂ /kg	CO ₂ -	CO ₂ -
	Grünabfällen	Grünabfällen	barkeit	Dünger	Einsparung/Mg	Einsparung/Mg
	2007 [LTZ 2008]	2007 [LTZ 2008]	[Springer	[Springer	Kompost FM	Grünabfall FM
			2009]	2009]		
	in % TM	in % FM		in kg	in kg	in kg
N	1,13	0,65	0,37	6,920	16,6	32,7
Р	0,50	0,25	1,00	1,000	2,5	5,0
K	0,93	0,52	1,00	0,660	3,4	6,7
Ca	2,90	1,78	1,00	0,113	2,0	4,0
Summe					24,5	48,4

Tab. 4: Vermeidung von CO₂-Emissionen bei Substituierung von Kunstdünger durch Kompost aus Grünabfällen [Daten aus LTZ 2008 und Springer 2009]

Die Massenrelation von Grünkompost zu Inputmaterial wurde auf 1,973 festgelegt, nach dem Verhältnis von Input und Kompostoutput aller deutschen Grünabfallkom-

postierungsanlagen in 2006 [nach destatis 2008a]. Obwohl dieser Faktor nicht vollständig korrekt ist, z.B. weil aus dem Input noch kleinere Mengen an Störstoffen aussortiert werden (< 1 %), spiegelt er jedoch die stoffliche Grünabfallverwertung genauerer wieder als wenn über alle Kompostierungsanlagen interpoliert würde, wie dies in Tab. 2 der Fall ist (Faktor 2,101).

Die Substitution von Mineraldünger kann potentiell jedoch mehr THG einsparen, als bei deren Produktion anfallen. Mosier et al. [1998] haben 70 Studien über N-Düngerbasierte N₂O-Emissionen von landwirtschaftlich genutzten Böden ausgewertet. Im Durchschnitt ergab sich im Vergleich zu den nicht gedüngten Böden eine gesteigerte Emission von 0,0124 kg N₂O pro kg N-Dünger. Leider gab es keine Differenzierung zwischen mineralischen und organischen (Mist und Gülle) Düngern. Aber auch die IPPC geht von einem einheitlichen Emissionsfaktor für mineralischen und Wirtschaftsdünger aus, und hat diesen auf 0,0125 kg N₂O bzw. 3,725 kg CO_{2e} pro kg N festgelegt [Hirschfeld et al. 2008]. Demnach gäbe es zwischen Mineral- und Kompostdüngung keine Emissionsunterschiede, vorausgesetzt beide Dünger enthielten die gleiche Menge Stickstoff. Laut Hirschfeld et al. [2008] wurde in der Literatur bereits häufig darauf aufmerksam gemacht, dass diese einfache Betrachtung eine Reihe von Bodenparametern vernachlässigt, die die Höhe des N-Austrags beeinflussen. Neben der Bodenbewirtschaftungsweise, haben physische Parameter wie z.B. Temperatur, Bodenfeuchtigkeit, pH-Wert und auch der Kohlenstoffgehalt einen großen Einfluss auf die Bodenemissionen. Obwohl davon auszugehen ist das sich die Emissionen aus kompostgedüngten Böden in ihrer Zusammensetzung und Menge von denen aus mineralgedüngten Böden unterscheiden, wird in dieser Arbeit wegen der fehlenden Datenbasis nicht näher darauf eingegangen. Entsprechende Untersuchungen zu dieser Fragestellung wären aufgrund des bedeutenden Emissionspotentials sinnvoll.

Wird die heizwertreiche Fraktion für die Herstellung von Torf-substituierendem Pflanzsubstrat verwendet, so ergibt sich eine weit größere CO₂-Gutschrift als durch die Betrachtung der im Grünabfallkompost enthaltenen Nährstoffe. Da der Torf bei Nichtverwendung unverändert im Moor verbleiben könnte, kann der gesamte nicht freigesetzte Kohlenstoff aus der an sonst stattfindenden Torfzersetzung dem Grünabfall gutgeschrieben werden. Nach einer durch theoretische Berechnungen gestützten Recherche von Springer [2009] werden durch die Verwendung von 1 Mg TM Torf etwa 1.800 kg CO₂ freigesetzt, inklusive des Torfabbaus. Bei einer Torfdichte von 0,2 Mg TM pro m³ FM und der Umwandlung von 1 Mg HF_{def} in 1,94 m³ Kultursubstrat (nach Kranert et al. [2007]), ergibt sich eine Gutschrift von 698 kg CO_{2e} / Mg HF_{def}.

Wie bereits erwähnt könnte die dauerhafte Steigerung des C-Gehalts im Boden auf die Klimabilanz des Komposts angerechnet werden. Leider gab es in Deutschland erst an zwei Standorten Langzeitversuche zur Kompostanwendung in der Landwirtschaft, welche für die Beurteilung einer Kohlenstoffbindung notwendig sind.

Das Zentrum für Umweltforschung- und Technologie der Universität Bremen betreibt seit 1996 Kompost-Langzeitversuche auf leichten Sandböden eines Podsols. Dabei konnte nach 12 Jahren eine maximale Steigerung des Humus-C-Gehalts um 1,07 % im Vergleich zur Mineraldüngung festgestellt werden, bei einer vergleichsweise hohen Kompostdüngung von jährlich 30 Mg/ha mit fein gesiebten Fertigkompost [Widmann et al. 2009]. Der zweite Langzeitversuch wurde von der Staatlichen Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt (LUFA) Augustenberg betrieben. Auf den insgesamt fünf Standorten wurden ebenfalls leichte Steigerungen im C-Gehalt des Bodens festgestellt [LTZ 2008]. So ist es auch erklärlich das eine Studie der Verbände der Humus- und Erdenwirtschaft (VHE) auf eine CO2-Einsparung durch C-Humusbindung von 0,13 Mg CO_{2e} pro Mg Biomasse kam; wobei andere Studien von deutlich geringeren Ansätzen ausgehen [Hams et al. 2009]. Obwohl zukünftige Studien die Bedeutung der Kohlenstoffbindung durch Kompost genauer beziffern mögen, wird in dieser Arbeit nicht von einer dauerhaften Kohlenstoffsenke durch Kompostanwendungen ausgegangen. Zum einen sind die gemessenen Steigerungen des C-Gehalts im Boden recht gering und bei einem Bewirtschaftungswechsel kann davon ausgegangen werden, das diese Gehalte schnell wieder sinken. Des Weiteren wird angenommen das Kompost nach 50 Jahren vollständig abgebaut, d.h. mineralisiert ist [Hams et al. 2009]. Im besten Fall kommt es also lediglich zu einer temporären Anhebung des C-Gehaltes im Boden. Obwohl dies günstige Auswirkungen auf die Ertragsfähigkeit des Bodens haben kann, spielt es im globalen Kohlenstoffkreislauf und damit in Bezug auf das Klima kaum eine Rolle.

5 Thermische Verwertung heizwertreicher Fraktionen

In diesem Kapitel werden die Möglichkeiten und Auswirkungen der thermischen Verwertung heizwertreicher Fraktionen behandelt. Bei der thermischen Verwertung kann in Verbrennungssysteme mit Wärme- und/oder Dampfnutzung, und in Ver- und Entgasungssysteme unterschieden werden. Bei letzteren fallen neben kohlenstoffreichen Reststoffen vorwiegend brennbare Gase an, welche wiederum verbrannt werden können. Die mögliche Dampfnutzung erfolgt meist im Rahmen der Elektrizitätsgewinnung.

Die Verbrennung ist gekennzeichnet als schnelle chemische Umsetzung einer Substanz mit Sauerstoff oder einem anderen Oxidationsmittel. Die Verbrennung erfolgt in mehreren Phasen. Zu Beginn erfolgt eine Trocknung, Wasser wird verdampft und entweicht aus dem Brennstoff. Darauf folgt eine Entgasung in der flüchtige organische Verbindungen freigesetzt und schließlich verbrannt werden. Als letztes werden die entgasten Rückstände verbrannt. Bei der Ver- und Entgasung werden diese Phasen teilweise getrennt.

5.1 Verbrennungsanlagen

Grundsätzlich könnten Kompostierungsanlagen die thermische Verwertung in eigenen Anlagen durchführen. Dagegen sprechen jedoch nicht nur die erheblichen Investitionskosten, sondern auch die meist geringen Mengen an heizwertreichen Fraktionen bzw. deren diskontinuierlicher Anfall im Jahreslauf. Eine Alternative wäre ein mobiles Heizkraftwerk, welches an verschiedenen Orten punktuell auftretende Biomassekonzentrationen in Strom und Wärme umwandeln könnte. Solch ein Konzept ist jedoch noch nicht verwirklicht.

Der am sinnvollsten erscheinende Weg ist die Mitverbrennung in bestehenden Biomasse(heiz)kraftwerken oder anderen geeigneten Anlagen. Bei Ersteren ist die Förderung durch das EEG wirtschaftlich entscheidend. Allerdings hängt die energetische und ökologische Bewertung der Verbrennung nicht von der jeweiligen Förderung ab, sondern mit welcher Effizienz die Biomasse in Wärme und oder Strom umgewandelt werden kann und welche Menge fossiler Brennstoffe sich damit einsparen lässt.

Im Bereich der Biomasse(heiz)kraftwerke gibt es hauptsächlich vier verschiedene Verfahren zur thermischen Verwertung. Diese sind:

- Staubfeuerungen,
- Unterschubfeuerungen,
- Wirbelschicht- und
- Rostfeuerungen.

Erstere sind praktisch nicht geeignet für heizwertreiche Fraktionen aus Kompostierungsanlagen, da deren notwendige Aufbereitung mit hohem mechanischen und damit auch energetischen Aufwand verbunden wäre. Unterschubfeuerungen eignen sich nur für aschearme Brennstoffe, die zudem relativ feinkörnig sein müssen und eine gleichmäßige Kornbeschaffenheit aufweisen. Auch für Wirbelschichtfeuerungen sind gleichmäßige, feinkörnige Brennstoffe notwendig, wobei die Anforderungen noch höher als bei den zwei erstgenannten Verfahren liegen.

Verbrennungsanlagen mit Rostfeuerungen weisen hingegen eine große Flexibilität hinsichtlich der Brennstoffeigenschaften auf. Sowohl die mögliche Stückigkeit, als auch der maximale Wasser- und Aschegehalt des Brennstoffes liegen in Bereichen der ausschleusbaren heizwertreichen Fraktionen von Kompostanlagen.

Neben den Biomasse(heiz)kraftwerken gäbe es auch die Möglichkeit heizwertreiche Fraktionen in konventionellen Kraftwerken mitzuverbrennen, sofern diese auch auf den biogenen Brennstoff ausgelegt sind. Die energetische Bewertung wäre grundsätzlich die Gleiche. Da allerdings die reale Konkurrenz der thermischen zur stofflichen Verwertung erst durch die EEG-Förderung der Biomasse(heiz)kraftwerke ausgelöst wurde, wird sich hier auf die Betrachtung dieser Kraftwerke beschränkt.

5.2 Brennstoffeigenschaften

Obwohl es keine Mindestanforderung hinsichtlich des Heizwertes gibt, ist zu beachten das der Toleranzbereich, auf den Biomasse(heiz)kraftwerke ausgelegt sind, in der Regel zwischen 11 und 16,5 MJ/kg liegt [Dach und Warnstedt 2004 in Pretz et al. 2005]. Deshalb sollten auch alle Anteile, welche in die thermische Verwertung gehen, einen möglichst geringen Wasseranteil aufweisen um im entsprechenden Heizwertbereich zu liegen.

Die Verringerung des Wasseranteils kann an drei Stellen stattfinden, nach einer Ausschleußung vor der Rotte, während der Rotte durch die biologische Erhitzung, und schließlich nach einer Ausschleußung nach der Rotte. Im letzteren Fall dürfte der Wassergehalt allerdings schon ausreichend niedrig sein. Für die Trocknung vor und nach der Rotte könnte grundsätzlich auch Abwärme aus dem biologischen Prozess eingesetzt werden. Weitere Möglichkeiten sind der Einsatz von Abwärme aus der thermischen Verwertung, sowie bei vorhandenem Raumangebot und günstiger Witterung, solare oder Luft-Trocknung.

Die biologische Wärmeerzeugung während der Rotte ist kaum technisch nutzbar. Theoretisch könnte sie aber, wie bereits erwähnt, indirekt als Vortrocknung von heizwertreichen Fraktionen dienen. Der reduzierte Wassergehalt könnte der Rotte über die thermische Verdampfungsenthalpie als eingesparte Trocknungsenergie gutgeschrieben werden, zumindest für die nach der Rotte ausgeschleuste heizwertreiche Fraktion. Allerdings haben diese Fraktionen (Grünabfall) von Beginn an meist einen niedrigeren Wassergehalt als der Gesamtinput. Inwieweit also der biologische Trock-

nungseffekt zu tragen kommt, ließe sich nur durch fraktionsspezifische Feuchtemessungen vor und nach der Rotte ermitteln, die Zahlen von Gesamtin- und Output sind unzureichend.

5.3 Auswirkungen der thermischen Verwertung

Im folgenden werden die Auswirkungen der thermischen Verwertung von heizwertreichen Fraktionen auf Landwirtschaft, Umwelt und Klima betrachtet.

5.3.1 Landwirtschaft und Umwelt

Weil die thermische Verwertung vordergründig der Energiebereitstellung dient, sind die Auswirkungen auf Landwirtschaft und Umwelt erwartungsgemäß vernachlässigbar gering. Es wird an dieser Stelle davon ausgegangen das die bei der Verbrennung freigesetzten Schadstoffe im Nachhinein ausgefiltert und ordnungsgemäß deponiert werden.

Obwohl dies momentan keine gängige Praxis ist, könnte die Asche von Biomasse(heiz)kraftwerken potentiell als Nährstoffsubstrat in der Landwirtschaft eingesetzt werden. So gibt es für den Garten- und Heimbedarf auch spezielle Holzaschesubstrate, die in Ergänzung zu stickstoffreichen, aber kaliarmen Naturdüngern eingesetzt werden [snoek 2009]. Da bis heute aber die festen Verbrennungsrückstände zumeist deponiert werden, beschränkt sich die Betrachtung der heizwertreichen Fraktionen auf die Energiebereitstellung, welche im folgenden Kapitel erörtert wird.

5.3.2 Klimaschutz

Bio- und Grünabfälle können über ihren Heizwert (H_u) mit fossilen Brennstoffen gleichgesetzt werden. Obwohl die Brennstoffeigenschaften differieren, kann die chemische Energie, welche im Heizwert ausgedrückt ist, aus beiden Brennstoffarten in ähnlichem Maße genutzt werden. Somit werden durch die energetische Nutzung biogener Abfälle fossile Primärenergieträger substituiert. Demnach ersetzt 1 Mg HF_{def} mit einem Heizwert von 11 MJ/kg, etwa 366 kg Steinkohle (~30 MJ/kg), oder 275 kg Erdöl (~40 MJ/kg).

Dennoch sollte erwähnt werden, dass der Bezug auf Heizwerte nur einen Vergleich von Potentialen erlaubt, da je nach Umwandlungstechnik und deren Effizienz nur ein Teil der Primärenergie in Sekundärenergien wie Strom, Nutzwärme oder mechanische Arbeit umgesetzt werden kann. Als Beispiel kann die Kraft-Wärme-Kopplung genannt werden, welche durch die zusätzliche Bereitstellung von Nutzwärme die Anlageneffizienz erheblich steigert. Diese Technik kann sowohl in Biomasse-, als auch in Kohlekraftwerken eingesetzt werden, vorausgesetzt es gibt Abnehmer für die Wärme.

In Bezug auf mögliche Einsparungen von Treibhausgasen (THG) muss das unter-

schiedliche Emissionspotential der verschiedenen fossilen Energieträger eingerechnet werden. Rohöl hat einen Emissionsfaktor von etwa 78 g CO_{2e} pro MJ Energiegehalt, Steinkohle liegt bei etwa 97 g/MJ und Erdgas liegt bei nur 55 g/MJ [GEMIS 2009]. Je nachdem ob vorwiegend Strom oder Nutzwärme aus fossilen Quellen substituiert werden soll, ließen sich die THG-Einsparungen über den derzeitigen deutschen Strom- bzw. Nutzwärmemix berechnen. Es würden also die jeweiligen Anteile der Energieträger an der jeweiligen Sekundärenergieart betrachtet, woraus sich durchschnittliche THG-Emissionen berechnen ließen. Bei den Energiemixen müssten ferner die regenerativen Anteile herausgenommen werden, da diese keine bzw. nur marginale Emissionen verursachen.

Aus Gründen der Vereinfachung wird hier jedoch nur der gesamte Primärenergieverbrauch betrachtet. Laut Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen [2009] lag der regenerative Anteil an diesem bei 7,4 % für das Jahr 2007. Demnach lag der Primärenergieverbrauch aus fossilen und nuklearen Energieträgern bei 12.938 PJ im Vergleich zum Gesamtverbrauch von 13.972 PJ [destatis 2009b]. CO_{2e}-Emissionen aus der Energieerzeugung, welche 2007 etwa 81% der Gesamtemissionen ausmachten, betrugen 773.675 Gg [UBA 2008]. Somit ergibt sich ein Emissionspotential von 59,8 g CO_{2e} pro MJ fossiler Primärenergie. So würde die thermische Verwertung von 1 Mg HF_{def}, mit einem Heizwert von 11 MJ/kg, durchschnittlich 658 kg CO_{2e} vermeiden.

6 Biochar als Alternative zur thermischen Verwertung

Im striktesten Sinne ist die Herstellung von Biochar teilweise auch eine thermische Verwertung. Allerdings wird dabei nicht das Ziel der möglichst effizienten Freisetzung und Umwandlung des gesamten biogenen Energiepotentials verfolgt. Die stofflichen Produkte (Bio)Char, und teilweise auch -Öl und -Gas stehen im Vordergrund. In den folgenden Kapiteln wird das Konzept von Biochar vorgestellt und auf die mögliche Anwendung im Bereich der heizwertreichen Fraktionen beurteilt.

6.1 Definition von Biochar

Biochar ist ein festes, kohlenstoffreiches Produkt der Pyrolyse von Biomasse, welches als Bodenverbesserer eingesetzt wird. Durch seine hohe Beständigkeit im Boden wirkt es als Kohlenstoffsenke. Im Gegensatz zu Holzkohle wird Biochar aus einer Vielzahl von Biomassearten produziert, wird andererseits aber nicht als Brennstoff verwendet. Diese Definition wird von der International Biochar Initiative [IBI 2009] vertreten, der führenden Organisation, welche sich der Förderung von Forschung und Anwendung von Biochar verschrieben hat.

Das Konzept von Biochar geht auf die Entdeckung und wissenschaftliche Untersuchung der Amazonischen Terra Preta Böden zurück. Diese holzkohlereichen Böden wurden von der untergegangenen indigenen Zivilisation erschaffen und erlauben bis heute nachhaltig hohe landwirtschaftliche Erträge, im Gegensatz zu den ausgewaschenen Ausgangsböden des Amazonasbeckens. Eine gute Quelle für weiterführende Informationen zu diesem Thema ist das Buch "Amazonian Dark Earths" von Lehmann et al. [2004].

Der Term Biochar folgte der Bezeichnung Agrichar, ein inzwischen eingetragenes Warenzeichen. Beide Bezeichnungen haben den Zweck sich von negativen Erscheinungen der Holzkohle, auf Englisch Charcoal, abzugrenzen. In wenig, oder kaum industrialisierten Ländern spielt Holzkohle eine bedeutende Rolle als Koch- und Heizmaterial. Steigende Bevölkerungszahlen und fehlende Alternativen lassen in manchen Regionen, wie z.B. in Tansania, die Nachfrage nach Holzkohle massiv steigen, was zu einem verstärkten Druck auf die letzten Primärwälder führt [Mwampamba 2007]. Zusammen mit der meist sehr ineffizienten Herstellung dieser Holzkohle steigt dieser Druck zusätzlich an.

6.2 Produktion

Im folgenden wird zuerst auf die grundlegenden Prozesse der Biocharproduktion eingegangen um darauf hin die verfügbare Anlagentechnik zu betrachten. Abschließend wird kurz die Frage beleuchtet, ob im Gegensatz zur thermischen Verwertung, die Herstellung von Biochar auf Kompostierungsanlagen eine reale Möglichkeit darstellt.

6.2.1 Pyrolyse

Bei der Pyrolyse wird organisches Material unter weitgehender Sauerstofffreiheit auf etwa 450 – 700°C erhitzt. Die thermische Energie führt zu Beginn zur Freisetzung von ungebundenem und gebundenem Wasser und führt schließlich zur Auflösung von organischen Verbindungen. Bei dieser Auflösung werden kondensierbare und nicht kondensierbare Gase, sowie Teere und Öle freigesetzt. Obwohl eine Vielzahl organischer Verbindungen aufgelöst werden, bleibt die Grundstruktur des organischen Materials weitestgehend erhalten, es kommt zu keiner vollständigen Verflüssigung.

Die größten Einflüsse auf den Ertrag und die Eigenschaften von Biochar haben, neben der Ausgangsbiomasse, die Maximaltemperatur und die Aufheizgeschwindigkeit. Letztere entscheidet auch über die grundlegende Pyrolyseart, welche nach der jeweiligen Verweildauer der Biomasse im Prozess benannt ist. Bei der schnellen oder Flash-Pyrolyse (Reaktion ~ 1 s) wird der Ölertrag maximiert (bis ~ 75 % der TM). Die langsame Pyrolyse (Reaktion ~ 5-30 min) maximiert den Biocharertrag (bis ~ 35 % der TM). Bei der Vergasung, welche allerdings bei über 750°C abläuft (Reaktion ~10-20 s) werden bis zu 85 % der TM in Gas umgesetzt. [Brown 2009]

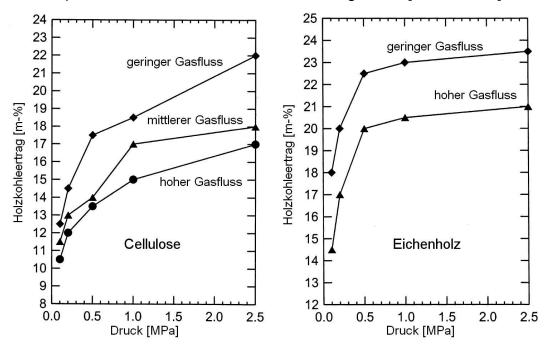


Abb. 18: Abhängigkeit des Holzkohleertrags von Gasfluss und Druck [verändert nach Antal und Grønli 2003]

Die freigesetzten Teere, Öle und nicht kondensierbaren Gase können teilweise in sekundären Reaktionen ebenfalls zu Biochar umgesetzt werden und damit den Ertrag erhöhen. Vorteilhaft für solche Reaktionen sind geringe Gasflüsse und damit längere Verweilzeiten der flüssigen und gasförmigen Pyrolyseprodukte auf dem primären Biochar, sowie höhere Drücke. In Abb. 18 ist dieser Zusammenhang für die

Holzkohleproduktion aus reiner Cellulose und aus Eichenholz illustriert. Im Zusammenhang mit hohen Drücken haben sich teilweise auch höhere Feuchtegehalte der Ausgangssubstrate als ertragssteigernd erwiesen [Antal und Grønli 2003]. Da in der Praxis die Produktion meist mit Umgebungsdruck abläuft, wird an dieser Stelle jedoch nicht weiter darauf eingegangen.

Die nicht festen Produkte der Pyrolyse können zu hochwertigen Bioölen oder Synthesegasen aufbereitet werden. Die technisch einfachere Alternative ist die direkte Verbrennung. Die dabei freigesetzte thermische Energie kann zur Aufrechterhaltung der Pyrolyse, und zu anderen Zwecken, wie der Biomassetrocknung, genutzt werden.

Die heizwertreiche Fraktion enthält durch ihre holzigen Anteile viel Lignin, welches biologisch nur schwer abgebaut werden kann (siehe Abb. 15). Im Gegensatz dazu wird es beim Pyrolyseprozess äußerst gut umgesetzt. Dies ist auch aus Abb. 18 zu erkennen, bei der ligninhaltiges Eichenholz bei Umgebungsdruck wesentlich höhere Erträge erzielt als die reine Zellulose. Hinzu kommen Erfahrungen aus der Holzkohleproduktion, nach denen der Ertrag aus ligninreichen Hölzern besonders hoch ist [Antal und Grønli 2003].

Zwar entsprechen Grünabfälle nicht ganz dem stofflichen Profil von reinem Holz, allerdings spricht nichts gegen eine Pyrolysierung dieser Abfälle. Die teilweise hohen Wassergehalte könnten zuvor mit überschüssiger Wärme aus der Verbrennung der Pyrolysegase getrocknet werden. Eine kurze energetische Betrachtung bestätigt diese Möglichkeit. Wird 1 Mg HF_{def} (11 MJ/kg) zu 200 kg Biochar mit einem Heizwert von etwa 30 MJ/kg pyrolysiert, so sind 5.000 MJ verlustig gegangen. Diese befinden sich hauptsächlich in den austretenden heizwertreichen Pyrolysegasen. Bei Verbrennung dieser Gase kann ein Teil der frei werdenden Energie für die Aufrechterhaltung des Pyrolyseprozesses eingesetzt werden. Grundsätzlich ist der Prozess endotherm, allerdings gibt es sowohl endotherme als auch exotherme Reaktionsphasen [Brown 2009]. Wie viel Energie genau für den Prozess eingesetzt werden muss, kann am besten durch Messungen an realen Anlagen ermittelt werden. Dennoch kann angenommen werden das der Wassergehalt von HF_{def} um 15 %-Punkte auf 18 % abgesenkt werden kann. Dazu wären 3.660 MJ/Mg notwendig, was nach Abzug von Übertragungsverlusten und der notwendigen Prozessenergie von den 5.000 MJ als realisierbar erscheint.

6.2.2 Größenordnungen

Die Produktion von Biochar kann in allen Größenbereichen erfolgen, dies geht bis hin zum großindustriellen Maßstab und fängt bei Kleinstgeräten für Privatanwender an. Bei letzteren ist Biochar meist ein Nebenprodukt der Essenszubereitung. Zwar ist diese Kleinste aller Größenklassen weniger interessant für deutsche Kompostwerke, allerdings sei der Vollständigkeit halber ein kurzer Blick darauf erlaubt.

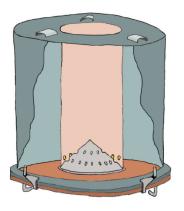






Abb. 19: Anila Stove: Aufbau (links), Funktionsweise (mittig) und Betrieb (rechts) [verändert nach Freese-Green 2008]

In Abb. 19 ist der Anila Stove dargestellt, welcher von Professor U. N. Ravikumar von der Mysore Universität entwickelt wurde. Nach Freese-Green [2008] nutzen inzwischen etwa 25.000 Familien in Tamil Nadu, dem südlichsten Bundesstaat Indiens, den Kocher für die tägliche Essenszubereitung. Dabei werden pro Tag und Familie 1,25 kg Holz in der mittleren Brennkammer verbrannt (siehe Abb. 19) um 2,5 kg Bio- und Grünabfälle in der äußeren Kammer zu etwa 1,0 kg Biochar zu pyrolysieren. Durch die Verbrennung der energiereichen Pyrolysegase aus den Bioabfällen wird der durchschnittliche Holzbedarf im Vergleich zu konventionellen Kochern (2,25 kg/Familie) um 1,0 kg reduziert.







Abb. 20: Terra Preta Pot: Aufbau (links), in Benutzung (mittig), produziertes Biochar (rechts) [verändert nach Rademakers 2009]

Der belgische Biochar Fund [2009] betreibt in der Süd-West-Region Kameruns ein Biocharprojekt zusammen mit 75 Bauernkooperativen (je 10-20 Bauern) und hat unter anderem die Entwicklung des 'Terra Preta Pot' initiiert. Der in Abb. 20 dargestellte Kocher arbeitet nach dem gleichen Prinzip wie der Anila Stove, besteht jedoch lediglich aus Ton. Die Produktion in örtlichen Töpfereien fügt sich so in die regionalen wir-

tschaftlichen Rahmenbedingungen ein.

Solche kleintechnischen Produktionsmethoden fördern die Integration von Biochar in kleinbäuerlichen Kommunen. Dabei substituieren Bio- und Grünabfälle einen Teil des benötigten Brennholzes und das 'Nebenprodukt' Biochar kann langfristig den landwirtschaftlichen Ertrag steigern. Alternativ kann das Biochar auch zu Holzkohlepellets gepresst und verkauft werden, um kurzfristig die Einkünfte zu erhöhen.

In Abb. 21 ist ein Beispiel für eine großtechnische Produktionsanlage zu sehen. Diese australische Demonstrationsanlage kann 4 Mg Biochar pro Stunde produzieren und ist für eine Jahresproduktion von 12.000 Mg ausgelegt [Van Zwieten 2009].



Abb. 21: BEST Energies Pyrolyse Anlage, Australien [Van Zwieten 2009]

Momentan reichen die Kapazitäten der Biocharproduzenten jedoch oft nicht aus um allein die laufenden Forschungsprojekte zu beliefern. So musste in 2008 ein beträchtlicher Prozentsatz des in Australien verwendeten Biochars importiert werden.

Die US-amerikanische Firma Mantria Industries betreibt nach eigenen Angaben seit August 2009 in Dunlap, Tennessee die weltweit erste Produktionsanlage für Biochar in industriellem Maßstab. Diese Anlage ist auf eine Jahresproduktion von 29.000 Mg ausgelegt und soll einen stündlichen Output von 3,6 Mg erzeugen. Das produzierte Biochar wird unter dem Markennamen Eterna Green vertrieben. [Mantria 2009]

Neben herkömmlicher Pyrolysetechnik gibt es noch einen relativ neuen Ansatz zur Herstellung von Biochar. Dabei wird die notwendige Prozessenergie mittels Mikrowellen bereitgestellt. Es ist fraglich ob diese Vorgehensweise energetisch sinnvoll ist. Allerdings liegt laut der neuseeländischen Carbonscape [2009] der erzielte Biocharertrag bei vergleichweise hohen 40 bis 50 %, was den Aufwand für die benötigte elektrische Energie durch eine bessere Verwertung rechtfertigen würde.

6.2.3 Produktion auf Kompostierungsanlagen

Im Gegensatz zur thermischen Verwertung, gibt es für die Biocharproduktion bereits mobile Anlagen. Dies ist der Tatsache geschuldet, das dabei nicht auf den möglichen Absatz der Energie geachtet werden muss, bzw. im Konkreten an die Einspeisung in Elektrizitäts- und oder Wärmenetze. Es handelt sich schließlich nur um eine stoffliche Umwandlung, die prinzipiell mit einfachsten technischen Mitteln betrieben werden kann, wie im vorigen Kapitel dargestellt. Der Vorteil von mobilen Anlagen liegt im Wegfall des Transportes der heizwertreichen Fraktion. Wie in Kap. 6.3.2 noch dargelegt wird, könnte das gewonnene Biochar auch direkt auf der Kompostierungsanlage verwertet werden und direkt mit dem Kompost zum Verbraucher gelangen.



Abb. 22: Biochar 1000 Pyrolyseeinheit, Biochar Systems LLC, Pennsylvania, USA [Biochar Systems 2009]

Die US-amerikanische Biochar Systems [2009] bietet seit kurzem für 100.000 \$ eine automatisierte, mobile Anlage zur kontinuierlichen Biocharproduktion an. Die in Abb. 22 dargestellte Konstruktion wiegt 1,8 Mg und hat Abmaße von 1,5 x 3,6 x 2,1 m. Als Inputmaterial sind Holzschnitzel mit weniger als 20% Feuchtegehalt vorgesehen. Der Name der Anlage rührt von dem stündlichen Input von 1.000 lbs (~450 kg) her. Der Output an Biochar soll 250 lbs (~115 kg) pro Stunde betragen. Die Anlage wird ab Herbst 2009 sowohl auf einer Farm in Nord Carolina, als auch vom U.S. Bureau of Land Management getestet [cnet news 2009]. Mittlerweile arbeitet auch die italienische Worldstove Corporation [2009] nach eigenen Angaben an der Entwicklung einer mobilen 1 MW_{th} Biocharanlage (400 kg Input/h), welche sogar mit integriertem Häcksler und Pelletierer ausgestattet sein soll.

Neben solchen hochtechnisierten Anlagen, welche zum Teil computergesteuert sind, können jedoch auch preiswertere Batch-Pyrolysierer eingesetzt werden. Die Unabhängigkeit von aufwendiger Regeltechnik wird zwar mit höherem Arbeitsaufwand erkauft, allerdings sollte die Effizienz der stofflichen Umwandlung bei Einhaltung grundlegender Inputvoraussetzungen gleich hoch sein. Dies betrifft ebenfalls die Emissionssituation. Als Beispiel für eine gelungene Umsetzung eines kleinen Batchreaktors kann die Videopräsentation von Hirst [2009] angeführt werden. Letztendlich dürften sich jedoch kontinuierlich arbeitende Anlagen durchsetzen, weil damit wesentlich höhere Durchsätze erreicht werden. Bei einem größeren Angebot solcher Anlagen ist auch mit niedrigeren Preisen zu rechnen.

6.3 Anwendung von Biochar

Im folgenden wird die Anwendung von Biochar betrachtet. Dabei stehen zuerst die möglichen Ausbringungsmethoden in der Landwirtschaft im Blickpunkt. Dies erscheint notwendig, da Biochar im Vergleich zu Mineral- und Wirtschaftsdüngern recht verschiedene Eigenschaften aufweist. Danach wird auf das vielversprechende Potential der Mitkompostierung von Biochar eingegangen.

6.3.1 Ausbringung

Biochar kann auf verschiedenen Wegen in den Boden eingebracht werden. Grundsätzlich kann zwischen einer punktförmigen Anwendung, zum Beispiel bei Baumpflanzungen, und einer flächenförmigen Anwendung unterschieden werden. Bei letzterem besteht die Gefahr der Verwehung und einhergehender Staubbelastung, sowie der oberflächlichen Abwaschung bei geneigtem Gelände und starken Niederschlägen. Werden Einzelpflanzen in den Boden eingebracht so kann das Pflanzloch manuell mit Biochar angereichert werden und es besteht lediglich beim Einbringen eine mögliche Staubbelastung.

Auf Feldern kann das Substrat untergepflügt werden bzw. bei entsprechender Beschaffenheit mit Saatmaschinen direkt eingearbeitet werden. Wird Biochar nur oberflächlich aufgebracht so kann eine Einarbeitung in den Boden mittels Bioturbation geschehen, zum Beispiel durch Erdwürmer. Weiterhin können physikalische Prozesse, wie Tau- und Gefrierzyklen, die Einarbeitung unterstützen.

Eine eher unkonventionelle Methode ist die Einbringung durch Weidetiere, welche mit Biochar angereicherte Zusatzfütterung erhalten. Diese bisher ungetestete Vorgehensweise würde jedoch nur geringe Mengen umsetzen und vorwiegend der Gesundheit und der Verdauungsförderung der Tiere zu Gute kommen. So konnte bei Schafen und Ziegen eine Produktionssteigerung nachgewiesen werden, welche mit Akazie bzw. mediterranen Buschwerk und geringen Mengen Biochar gefüttert wurden. Die Wirkung soll unter anderem aus der Absorption von Gerbstoffen herrühren. [Blackwell et al. 2009]

Eine interessante Alternative zur direkten Bodeneinbringung ist die vorherige Mischung mit Komposten, Gärresten, oder Flüssigmist. Gesundheitsrisiken durch Biocharstäube bei der Ausbringung sind damit ausgeschlossen. Außerdem würde sich kein zusätzlicher Arbeitsaufwand ergeben, auf Flächen wo bereits die oben genannten Substrate ausgebracht werden. [Blackwell et al. 2009]

Einige Untersuchungen lassen es sogar als vorteilhaft erscheinen Biochar schon in die Ausgangssubstrate der Kompostierung bzw. Vergärung [Kumar et al. 1987] einzubringen. Das folgende Kapitel beschäftigt sich aufgrund des Themas dieser Arbeit jedoch nur mit den möglichen Synergieeffekten bei der Kompostierung.

6.3.2 Einbindung in die Kompostierung

Wie in Kapitel 4.2 bereits erwähnt, sind in den meisten Fällen Strukturmaterialien für die ausreichende Durchlüftung des Rottematerials notwendig. Auch Biochar stellt mit seiner geringen Dichte (~ 0,4 g/cm³) und gleichzeitigen Stabilität ein Strukturmaterial dar. Es ist jedoch nicht verwunderlich das Biochar, in Form des veredelten Energieträgers Holzkohle, bisher nicht als ein möglicher Stukturbildner für die Kompostierung in Erwägung gezogen wurde.

Die Tatsache das der Bodenverbesserer Biochar mit dem ebenfalls bodenverbessernden Kompost zusammen auf Feldern und Gartenbeten ausgebracht werden könnte, führt jedoch auch zur Möglichkeit Biochar in den Kompostierungsprozess einzubeziehen. Es liegen noch nicht viele Untersuchungen zu dem Thema vor, allerdings lassen sich aus den positiven Erfahrungen zur Wirkung von Biochar auf die Bodenfauna, positive Effekte für den mikrobiellen Kompostierungsprozess erwarten.

Eine erste Bestätigung konnte in einer gezielten Untersuchung über den Einfluss von Biochar auf die Rotte gewonnen werden. Einer Mischung von Rindermist (~90m%) und Speiseabfällen (~8m%) wurde Biochar (1~2m%) hinzu gegeben und mit einer Mischung ohne Biochar verglichen. Es konnte nachgewiesen werden das in der Biocharrotte die Aktivität der Mikroorganismen gesteigert war und die Kompostierung insgesamt bis zu einem Drittel schneller verlief. [Yoshizawa et al. 2007]

Ein Beitrag von Biochar zur Beschleunigung der Kompostierung könnte in der Wiederbesiedlung mit mesophilen Organismen nach der thermophilen Phase liegen. Diese kann zum einen durch externe Inokulation geschehen, bzw. direkt aus dem Material durch überlebende Sporen. Es ist aber auch eine Wiederbesiedlung durch in Mikro-Nischen überlebende Bakterien möglich [Insam und Bertoldi 2007]. Biochar kann, je nach seiner Struktur, solche Mikro-Nischen bieten, insbesondere wenn die hohe thermische Isolationswirkung von Biochar betrachtet wird. Biochar hat sowohl eine geringe Wärmeleitfähigkeit von 0,084 W/(m·K), als auch eine geringe spezifische Wärmekapazität von 0,84 kJ/(kg·K). [Gieck und Gieck 1995].

Daneben gibt es mit Sicherheit noch viele weitere Wirkmechanismen, welche aber zumeist kaum verstanden bzw. gänzlich unbekannt sind. So stellt sich auch die Frage inwieweit der Kompostierungsprozess das Biochar verändert. Mittlerweile laufen weltweit Anbauversuche mit verschiedensten Biocharen an, um die Einflüsse zwischen Ausgangssubstrat, Pyrolyseprozess und jeweiligem Boden besser verstehen zu können. Sollte sich die Mitkompostierung von Biochar in Zukunft als wirtschaftlich sinnvoll erweisen, so müsste der neue Biochar-Kompost ebenfalls untersucht werden und zwar im Vergleich mit herkömmlichen Kompost und mit reinem Biochar.

6.4 Auswirkungen der stofflich-energetischen Verwertung zu Biochar

Analog zu Kompostierung und Verbrennung widmet sich dieses Kapitel der Berwertung von Biochar in Hinsicht auf Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz.

6.4.1 Landwirtschaft und Umwelt

Mit der Einbringung von Biochar erhöht sich augenscheinlich der Kohlenstoffgehalt der landwirtschaftlichen Böden. Dennoch sollte dies differenziert im Hinblick auf die C-Steigerung durch Kompostgaben gesehen werden. Nach Diaz und Savage [2007] verstoffwandeln lebende Organismen im Schnitt 30 Teile Kohlenstoff für jeden Teil Stickstoff. Etwa 20 Teile Kohlenstoff werden zu CO₂ oxidiert (ATP) und zehn Teile werden verbraucht um eigene Stoffe zu synthetisieren, was übrigens bei den meisten Bakterien auch zu einem C/N-Verhältnis von 9-10 führt. Aus diesen Verhältnissen ergeben sich die Forderungen nach bestimmten C/N-Verhältnissen in Böden. Allerdings muss bei Biochar bedacht werden, das es nur marginal biologisch abgebaut werden kann und somit kaum als Quelle für das Hauptnährelement Kohlenstoff in Frage kommt, selbst wenn es bis zu etwa 90% daraus besteht.

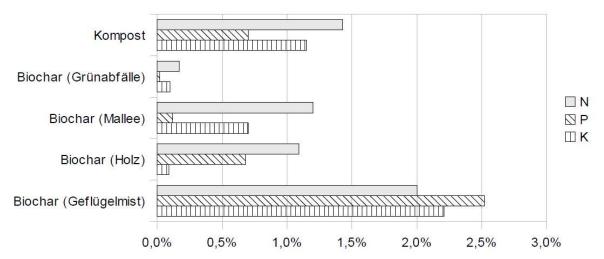


Abb. 23: Vergleich von NPK-Anteilen (TM) von RAL-gütegesichertem Kompost und Biochar aus verschiedenen Ausgangssubstraten [der Autor, Daten aus Tab. 8 und Chan und Xu 2009]

Je nach Ausgangssubstrat und Prozessführung der Pyrolyse ergibt sich eine breite Variation von Nährstoffanteilen im Biochar. In Abb. 23 sind die Gehalte der wichtigs-

ten Hauptnährelemente, N, P und K in Biocharen aus verschiedenen Untersuchungen im Vergleich mit Kompost dargestellt. Die Biochare stammen von Grünabfällen, Mallee (umfasst mehrere Eukalyptusarten), Holz (ohne Artenangabe) und Geflügelmist. Im Vergleich zu Kompost gibt es bisher sehr wenige Daten zu den Nährstoffgehalten von Biocharen. Fest steht allerdings die große Variationsbreite im Vergleich zu Gründüngern wie Kompost und Vergärungsresten. [Chan und Xu 2009]

Der Kohlenstoffgehalt von Biochar hängt zum großen Teil vom Ausgangssubstrat, aber auch vom Pyrolyseprozess ab. In Tab. 5 sind die Ergebnisse der Elementaranalyse von Holzkohlen aus verschiedenen Ausgangsmaterialien aufgeführt. Der hohe Aschegehalt in Reisspelzen führt automatisch auch zu ebenfalls hohen Gehalten in der produzierten Holzkohle. Obwohl dies für die Verwendung als Brennstoff unattraktiv ist und das Potential als Kohlenstoffsenke gemindert wird, kann der hohe Ascheanteil landwirtschaftlich von Vorteil sein. So werden in Japan seit Jahrhunderten die karbonisierten Reisspelzen als Kulturmedium für Zierpflanzen und als Bestandteil von Aufwuchssubstraten für Hydrokulturen verwendet. Dieser spezielle Biochar wird in Japan als Kuntan bezeichnet und wird neben seiner landwirtschaftlichen Applikation auch als Wasserreiniger und Absorptionsmittel für Feuchtigkeit und Gase eingesetzt. (Haefele et al 2008)

	С	Н	0	N	S	Asche	Hu
Ausgangsmaterial	(m-%)	(m-%)	(m-%)	(m-%)	(m-%)	(m-%)	kJ/kg
Kokosnussschalen	92,28	1,09	3,08	0,47	0,04	2,78	32,14
Maiskolben	86,38	1,20	5,34	0,56	0,05	4,31	29,93
Kukui-Nussschalen	90,31	1,03	4,31	0,42	0,02	3,27	31,21
Leucaena-Holz	85,41	1,27	6,37	0,53	0,04	4,62	29,53
Macadamia-Nussschalen	94,58	0,97	2,93	0,47	0,03	1,04	32,80
Eichenbretter	91,50	1,22	3,55	0,18	0,01	1,04	31,96
Eichenplatten	92,84	1,09	3,49	0,24	0,04	1,46	32,27
Kiefernholz	94,58	1,06	3,09	0,11	0,04	0,69	32,88
Reisspelzen	52,61	0,82	3,87	0,57	0,06	41,34	18,25

Tab. 5: Elementaranalyse der TM von Holzkohlen verschiedener Ausgangssubstrate [nach Antal und Grønli 2003] mit Heizwert nach Dulong

Die ertragssteigernde Wirkung von Biochar ist hauptsächlich auf dessen physikalische Struktur zurückzuführen. Mit einer Vielzahl an Mikro-, Meso- und Makroporen steigt die Wasserhaltekapazität bzw. die Durchlüftung und an den reaktiven Oberflächen können Nährstoffe pflanzenverfügbar angelagert bzw. aufgeschlossen werden. Besonders die Makroporen bieten ein geschütztes Habitat für Mikroorganismen. Dies führt nachweislich zu höherer Vielfalt und Abundanz, was durch gesteigerten Nährstoffaufschluss und bessere Repression von Pathogenen, wiederum dem Pflanzenwachstum zu Gute kommt. Durch die effizientere Verfügbarmachung von Mineraldüngern, wird auch die Auswaschung von Nitraten in Grundwasserleiter vermindert und die Eutrophierung von Oberflächengewässern reduziert. Die alkalische Natur der meisten Biochars wirkt auf sauren Böden ebenfalls wachstumsfördernd. Die

größten Ertragssteigerungen zeigen sich auf armen Böden die entweder zu locker oder zu dicht sind. In beiden Fällen sind die physikalischen Eigenschaften von Biochar besonders nützlich.

In Tab. 6 sind einige Ergebnisse von bisherigen Untersuchungen zu Wachstumsreaktionen auf Biochar zusammengestellt. Aus diesen geht deutlich hervor, das die Auswirkungen von Biochar nicht verallgemeinert werden können. So sind unter Umständen auch Ertragsminderungen möglich. Dennoch zeigt sich an den teilweise sehr hohen Ertragssteigerungen auch das große Potential von Biochar, besonders in Zusammenhang mit zusätzlicher Düngergabe.

Zur Illustration ist in Abb. 24 ein Demonstrationsversuch der australischen BEST Energies zu sehen. Nach 10 Wochen ist der Mais auf dem Beet mit zusätzlicher Biocharzugabe von 50 Mg / ha erheblich besser ausgebildet als auf dem Beet wo nur Mineraldünger (NPK) eingesetzt wurde. Zwar ist dies kein wissenschaftlich abgesicherter Versuch, aber er spiegelt einige der Daten aus Tab. 6 bestens wieder.



Abb. 24: Demonstrationsversuche mit Mais [BEST Energies 2009]

Quelle	Ausgangssubstrat und Anwendungsrate	Produkt / Bezug	Veränderung im Vergleich zu Nullproben	Begründung der Autoren
Iswaran et al. [1980]	Holz (nicht spezifiziert) (0,5 Mg/ha)	Sojabohne	Biomassesteigerung um 51%	erhöhte Wasserspeicherkapazität und erhöhte Temperatur durch schwarze Färbung
Kishimoto und Sugiura [1985]	Holz (nicht spezifiziert) (5 Mg/ha und 15 Mg/ha)	Sojabohne	Ertragsreduzierung um 37 und 71%	pH-induzierter Mangel an Spurennährstoffen
Mikan und Abrams [1995]	Holz für Holzkohleproduktion, unbekannte Raten	Vegetation auf ehemaligen Holzkohlemeilern nach 110 Jahren	Reduktion der Baumdichte und Wurzelfläche um 40%	negative Reaktionen auf Änderungen der Bodeneigenschaften
Wardle et al. [1998]	Holz für Holzkohleproduktion (2 Mg/ha)	Sandbirke und Gemeine Kiefer	Wuchseffekte nur bei Sandbirke auf phenolreichen Böden	verbesserte Stickstoffaufnahme durch Wirkminderung der Phenole
Hoshi [2001]	Bambus, unbekannte Raten	Teebaum	Höhe und Volumen steigerten sich um 20 und 40%	Speicherung von Nährstoffen und Aufrechterhaltung des pH-Wertes
Lehmann et al. [2003], Glaser et al. [2002]	Holz aus Sekundärwäldern (68 Mg C/ha bis 135 Mg C/ha)	Reis und Kuhbohne	Biomassesteigerung um 17 % (Reis) und 43% (Kuhbohne)	Verbesserte Versorgung mit P, K und möglicherweise auch Cu
Yamoto et al. [2006]	Rinde von <i>Acacia</i> mangium (37 Mg/ha)	Mais, Kuhbohne und Erdnuss, auf zwei Flächen	Veränderung nur auf einer Fläche (weniger fruchtbar) mit Ertragssteigerung um 200% (mit Zusatzdüngung)	höhere Verfügbarkeit von P und N, Reduktion von austauschbaren Al3+ Ionen, Ausbreitung Arbuskulärer Mykorrhizapilze
Steiner et al. [2007]	Holz aus Sekundärwäldern (11 Mg/ha)	Reis und Sorghumhirse	kaum Veränderung bei einfacher Biocharzugabe, Biomassesteigerung um 880% mit Biochar und Dünger im Vergleich zur einfacher Düngerzugabe	nicht angegeben
FFTC [2007]	Reisspelzen (10 Mg/ha)	Mais und Sojabohne	Ertragssteigerung um 10-40%	nicht vollständig verstanden, abhängig von Boden, Feldfrucht und anderen Nährstoffen
Chan et al. [2007]	Grünabfälle (0-100 Mg/ha)	nicht angegeben	kein positiver Effekt bei einfacher Biocharzugabe, zusammen mit Stickstoffdünger Zunahme der Trockenmasse um 266%	indirekte Effekte durch die Strukturverbesserung von verdichteten Böden
Van Zwieten et al. [2007]	Schlämme aus der Papierherstellung (10 Mg/ha)	Weizen	Zunahme der Weizenhöhe um 30-40% auf saueren Böden, aber nicht auf alkalinen Böden	vorwiegend durch die kalkende Wirkung von Biochar

Tab. 6: Wachstumsreaktionen auf Biocharzugaben [Chan und Xu 2009]

6.4.2 Klimaschutz

Bei der Kompostierung wurde die Substitution von mineralischen Düngemitteln bzw. von Torfsubstraten als Treibhausgasmindernd angesetzt, bei der thermischen Verwertung wurde der Heizwert zur Vermeidung von fossiler Primärenergie angerechnet. Im Fall von Biochar gibt es eine Vielzahl von Faktoren die klimawirksam werden. Zum einen gehen Nährstoffe aus dem Inputmaterial mit der Biocharanwendung in den landwirtschaftlichen Boden über und ersetzen Mineraldünger. Des Weiteren können die überschüssigen Pyrolysegase und -Öle energetisch verwertet werden und ersetzten damit ebenfalls fossile Ressourcen. Der klimawirksamste Faktor von Biochar ist allerdings sein Gehalt an persistentem Kohlenstoff (C).

Obwohl nicht genau geklärt ist wie viel Biochar-C im Boden mineralisiert wird, kann Biochar als dauerhafte Kohlenstoffsenke angesehen werden. Zwar gibt es noch keine Langzeitversuche aus denen Ergebnisse vorliegen, aber mit den bereits vorhandenen Daten und robusten mathematischen Modellen wurden mittlere Verweilzeiten von 1.300 – 4.000 Jahren ermittelt [Kuzyakov et al. 2009, Cheng et al. 2008, Liang et al. 2008]. Diese Berechnungen werden durch Radiocarbonanalysen gestützt, welche den Biocharanteil in Amazonischen Terra Preta Böden (~ 50 Mg / ha) auf 500 – 7.000 Jahren datieren [Neves et al. 2003]. Da die Beständigkeit von vielen Faktoren abhängt, wie Inputmaterial, Pyrolyseprozess und Bodeneigenschaften und die Zusammenhänge noch nicht vollständig erfasst sind wird hier von einem durchschnittlichen C-Verlust von 20 % in den ersten 100 Jahren ausgegangen.

Wenn 1 Mg HF $_{\rm def}$ pyrolysiert werden, kann davon ausgegangen werden, dass etwa 50 % bzw. 170 kg des biogenen Kohlenstoffs in Biochar festgelegt werden. Angenommen das das Biochar dann einen C-Gehalt von 85 % aufweist, so wurden 0,2 Mg Biochar aus 1 Mg HF $_{\rm def}$ hergestellt. Sind 80 % des Kohlenstoffs stabil und werden also nicht abgebaut, so ergäbe dies im landwirtschaftlichen Boden eine Senke von 136 kg C bzw. 498 kg CO $_{\rm 2e}$.

Werden die Nährstoffgehalte für Biochar aus Grünabfällen (siehe Abb. 23) mit Mineraldüngern verrechnet, so ergibt sich eine Vermeidung von weniger als 10 kg CO_{2e} pro Mg HF_{def}, also weniger als 2 % der Wirkung durch die Kohlenstoffsenke. Dabei ist aber zu bedenken dass die ertragssteigernde Wirkung von Biochar (aus Grünabfällen) nicht vorwiegend in den mitgebrachten Nährstoffen begründet liegt, sondern in der verbesserten Nutzbarmachung von Mineral- sowie Wirtschaftsdüngern. Dazu muss auch darauf hingewiesen werden, dass die eingerechneten Nährstoffgehalte aus einer einzigen Untersuchung stammen, was die Verlässlichkeit des Ergebnisses in Frage stellt.

Im Wirtschaftsjahr 2007/2008 wurden je Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche durchschnittlich 107 kg Stickstoff-, 19 kg Phosphat-, 30 kg Kali- und 125 kg Kalkdünger eingesetzt [destatis 2008b]. Könnte durch eine größere Biocharanwendung von 50 Mg/ha bzw. 5 kg/m² auf ein Drittel des Mineraldüngers ohne Ertragseinbußen ver-

zichtet werden, so ergäbe sich eine jährliche Einsparung von etwa 1 kg CO₂ pro 1 Mg HF_{def} (ergibt 0,2 Mg Biochar). Die angenommene Düngereinsparung erscheint angesichts der bisher vorliegenden Testergebnisse plausibel (siehe Tab. 6), besonders auf ärmeren Böden. Das sich ergebende Vermeidungspotential von 1 kg CO₂/a ist gering, allerdings bedarf Biochar aufgrund seiner Beständigkeit keiner wiederholten Anwendung und so würde sich über die Jahre dennoch eine erwähnenswerte Vermeidung akkumulieren.

Bei der Betrachtung von Kompost wurde die Möglichkeit der Torfsubstitution als Treibhausgasvermeidung angerechnet. Dies ist auch mit Biochar möglich, da es sich in Mischungen ebenfalls als Kulturmedium und Pflanzsubstrat eignet. Bei der Umwandlung von 1 Mg HF_{def} entstehen etwa 200 kg Biochar. Bei einer Schüttdichte von 400 kg/m³ könnte damit 0,5 m³ Torf ersetzt werden. Da laut Springer [2009] die Verwendung von 1 m³ Torf 360 Mg CO₂ freisetzt (bei einer Torfdichte von 0,2 Mg TM pro m³), würden so 180 Mg CO₂ eingespart.

Im Kapitel 4 wurde vermutet das die Kompostdüngung gegenüber Mineraldüngern eine Änderung der THG-Bodenemissionen mit sich bringen müsste. Bezüglich Biochar wurden schon entsprechende Bodenversuche durchgeführt, mit teils erheblichen Reduzierungen von Methan- und vor allem Distickstoffoxidemissionen [Van Zwieten et al. 2009]. Weil die Datengrundlage noch sehr gering ist und die Reduzierungen von einer Vielzahl von Faktoren abhängen, einige sind auch noch nicht völlig verstanden, wird hier von einer weiteren Betrachtung abgesehen. Mit der zukünftigen Verbesserung der Datenlage könnte dieses Thema jedoch sehr bedeutend bei der C-Bilanzierung von Biochar werden.

Das Potential an Pyrolysegasen und -Ölen wird an dieser Stelle nicht betrachtet. Dieses Potential hängt sehr von der Pyrolyseart ab und bei der hier angestrebten maximalen Biocharproduktion werden diese Nebenprodukte eher minimiert. Es wird davon ausgegangen, dass in der einfachsten und technisch robustesten Pyrolysetechnik die Gase und Öle emissionsarm verbrannt werden und zur Aufrechterhaltung des Pyrolyseprozesses dienen. Die überschüssige Wärmeenergie könnte relativ einfach zur Einstellung des Wassergehaltes im Inputmaterial dienen. Das ungefähre energetische Potential dafür wurde bereits am Ende von Kap. 6.2.1 berechnet.

7 Optimierte Stoffstromaufteilung

In diesem Kapitel werden die untersuchten Verwertungsarten für die heizwertreiche Fraktion gegenübergestellt und auf ihre Auswirkungen in Landwirtschaft und Umwelt, sowie in Bezug zum Klimaschutzes dargestellt. Aus den Ergebnissen werden Empfehlungen für die energetische und ökologische Stoffstromoptimierung abgeleitet.

7.1 Landwirtschaft und Umwelt

Wie in Kap. 4.3.1 nachgewiesen, reicht die gesamte derzeitige Kompostproduktion nicht aus um einen größeren Anteil von Deutschlands Ackerflächen zu versorgen. Auch die Substitution von Torfsubstraten würde bei Verwendung aller Grünabfälle kaum erreicht. Vor diesem Hintergrund ist die stoffliche Verwertung der heizwertreichen Fraktionen, welche zwischen 10 und 30 % aller Bio- und Grünabfälle ausmachen, von einem prinzipiell hohen Bedarf abgedeckt.

Die zukünftige Bereitstellung mineralischer Kalk-, Kali- und Stickstoffdünger dürfte kaum an begrenzten Ressourcen scheitern [Röhling 2007]. Andererseits werden bei der Stickstoffsynthese große Mengen an Erdgas verwendet und damit kommt es nicht nur zu einer theoretischen Konkurrenz zur rein energetischen Erdgasnutzung. Die Entwicklung des Erdgaspreises hat konkrete Auswirkungen auf die Kosten der Düngerproduktion. Bei Phosphatdüngern ist die derzeitige Entwicklung noch kritischer zu sehen. Deutschland verfügt über keine eigenen Phosphatlagerstätten und ist deshalb vollständig von Importen abhängig. Je nach Interpretation der wirtschaftlich förderbaren weltweiten Vorräte wird von einer Reichweite von 90 bis 115 Jahren ausgegangen [BGK 2006, Röhling 2007], wobei durch steigende Nachfrage auch eine wesentlich frühere Verknappung eintreten könnte. Vor allem Kompost kann mit der teilweisen Schließung des Phosphorkreislaufes dieser Verknappung entgegenwirken. Wobei die Asche aus der thermischen Verwertung prinzipiell auch dazu beitragen könnte.

Torfmoore, als wertvolle Ökosysteme und wichtige Faktoren in lokalen und regionalen Wasserhaushalten, sind als unersetzlich anzusehen. Fossile Energieträger, im Gegensatz dazu, können zu 100 % durch eine Vielzahl an regenerativen Energien (nicht nur Biomasse) ersetzt werden (siehe Abb. 3). Unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit verbietet sich damit die derzeit hohe Nutzungsrate von Torf. Demnach sollten auch die heizwertreichen Fraktionen der Bio- und Grünabfälle nicht thermisch verwertet, sondern zur Substitution von Torfsubstraten, herangezogen werden.

Doch schon allein der Einsatz als Dünger bzw. Bodenverbesserer rechtfertigt die Bevorzugung der stofflichen Verwertung in Bezug auf Landwirtschaft und Umwelt. Während die Energie aus der thermischen Verwertung heizwertreicher Fraktionen zur Bereitstellung von Mineraldüngern dienen könnte, hat die Verwendung von natürlichen Bodenverbesserern erhebliche Vorteile. Es werden dem Boden eben nicht

nur verlorene Nährelemente zurückgegeben, sondern auch wertvolles biogenes Substrat das die Bodenqualität langfristig verbessert. Durch die langsame Freisetzung der Nährstoffe ist mit geringeren Emissionen in Grundwasser und Atmosphäre zu rechnen. Die höhere Abundanz und Vielfalt der Bodenlebewesen vermindert die Ausbreitung von Pflanzenpathogenen, wodurch wiederum weniger Pestizide notwendig sind, was ebenfalls Emissionen vermeidet. Letztendlich sollte der Einsatz heizwertreicher Fraktionen als Bodenverbesserer als ein Mosaikstein in der vollständigen Schließung der Nährstoffkreisläufe angesehen werden. Auch wenn dieses Ziel in weiter Ferne liegt, so wäre es langfristig fatal nicht danach zu streben.

7.2 Klimaschutz

Die Reduzierung der Treibhausgasemissionen aus der Nutzung fossiler Energieträger wird unter anderem durch die Substitution mit regenerativen Energien erreicht. Die thermische Verwertung heizwertreicher Fraktionen aus Kompostanlagen gehört auch dazu. Dabei kann jedoch auch die stoffliche Verwertung THG-Emissionen vermeiden, wie in Tab. 7 dargestellt.

CO _{2e} -Vermeidung in kg/Mg FM heiz- wertreicher Fraktion je Verwertungsart	Kompost	Brennstoff	Biochar
THG Prozessemissionen	-58	-	-
Substitution von Mineraldünger	48	-	10
Substitution von Torfsubstraten	698	-	180
Substitution fossiler Energie	-	658	-
Kohlenstoffsenke	-	-	498
Summe	688	658	688

Tab. 7: CO_{2e}-Vermeidungspotentiale der verschiedenen Verwertungsarten der heizwertreichen Fraktion [der Autor]

Die in der Tabelle verwendeten Werte stammen aus den einzelnen Berechnungen in den vorhergehenden Kapiteln. Je nach Aktualisierung der Ausgangsdaten bzw. der Änderung von bestimmten Annahmen können sich die dargestellten Ergebnisse leicht verändern. Dennoch sind die Zahlen aussagekräftig, insofern sie als Größenordnungen und nicht als absolute Werte angesehen werden.

Das gleich große Vermeidungspotential von Kompost und Brennstoff entspricht den Untersuchungsergebnissen von Kranert et al. [2007], nachdem die energetische Verwertung als gleichwertig mit der stofflichen Verwertung von Grünabfällen beurteilt werden kann, wenn die Heizwerte der energetisch genutzten Teilströme > 10 bis 12 MJ/kg betragen und die positiven Auswirkungen des Torfersatzes entsprechend berücksichtigt werden. Die Substitutionen von Torf und Mineraldünger wurden in Tab. 7 addiert, weil die düngende Wirkung auch bei Pflanzsubstraten zu tragen kommt und der nährstoffarme Torf sowieso Mineraldüngergaben gebraucht hätte, abgesehen von nährstoffarmen Spezialsubstraten. Beim Vergleich von Kompost und Biochar fällt der große Unterschied in der Torfsubstitution auf. Dies liegt an den geringen Vo-

lumenverlusten bei der Kompostierung von Grünabfällen, welche von Kranert et al. [2007] ermittelt wurden. Andererseits liegen keine konkreten Daten zum Biocharertrag aus der Pyrolyse vor. Daher wurde mit konservativen Annahmen gerechnet und es ist durchaus möglich das die tatsächliche Torfsubstitution höher liegt. Auch die Mineraldüngersubstitution könnte höher liegen. Zum einen wurde die dauerhafte Einsparung von Mineraldünger nicht mit eingerechnet, welche nur geringe jährliche THG-Einsparungen erbringt, aber über einen längeren Zeitraum ein großes Potential hat. Zum anderen stammen die Daten zum Nährstoffgehalt lediglich aus einer einzelnen Untersuchung.

Bei allen Unsicherheiten zeigt sich jedoch deutlich das alle drei Verwertungsarten ein gleich hohes THG-Vermeidungspotential aufweisen. In Zusammenhang mit den Ergebnissen aus dem vorigen Kapitel sollte deshalb den beiden stofflichen Verwertungsarten der Vorrang gegeben werden. Dadurch werden unwiederbringliche Naturreserven geschont und Nährstoffkreisläufe teilweise geschlossen. Zu dem grundsätzlich gleichen Ergebnis kommen auch Wallmann et al. [2009], die in ihrer Studie über Energie aus Abfall klar stellen, dass die einseitige Maximierung der Energiebereitstellung den Anforderungen des Ressourcen- und Umweltschutzes nicht gerecht wird.

8 Integration der Ergebnisse in die Praxis

Im Sinne einer energetisch-ökologischen Optimierung ist die stoffliche, der energetischen Verwertung vorzuziehen. Dementsprechend wäre es nicht wünschenswert, wenn durch eine finanzielle Förderung heizwertreiche Grünabfälle in die thermische Verwertung umgeleitet bzw. ausgeschleußt würden. Die Förderung der Biomasseverstromung durch das EEG [2008], insbesondere dessen Bonus auf nachwachsende Rohstoffe, welcher auf Grünabfälle aus der Landschaftspflege gewährt wird, stellt somit einen Lenkungsfaktor dar, der potentiell einer optimalen Stroffstromführung entgegen steht. Sollte dieses Gesetz zu einer realen Benachteiligung der stofflichen Verwertung führen, müsste eine entsprechende Anpassung vorgenommen werden.

Aus der einzelbetrieblichen Sicht einer Kompostierungsanlage spricht jedoch nichts gegen eine angemessene Ausschleußung heizwertreicher Fraktionen in die thermische Verwertung. Dabei spielen vorwiegend wirtschaftliche und technische Erwägungen eine Rolle. Für weitergehende Informationen kann auf die Publikation "Brennstoffgewinnung aus Kompostrohstoffen" [Pretz et al. 2005] verwiesen werden, aus welcher bereits mehrfach zitiert wurde. Zusammengefasst lassen sich zwei Faktoren für die Beurteilung einer thermischen Verwertung ausmachen. Der erste betrifft die lokale bis regionale Nachfrage nach Brennstoffen und der zweite ist das zur Verfügung stehende Brennstoffpotential. Dieses kann vor allem durch eine eventuelle Kreislaufführung von Strukturmaterial und durch die Möglichkeiten zur Konfektionierung der heizwertreichen Grünabfälle beeinflusst werden.

Die neuartige Verwertung von Bio- und Grünabfällen zu Biochar bedarf noch reichlicher Untersuchung und Entwicklung. Aufgrund des einfachen technischen Prinzips ist es jedoch möglich die Praxis schon frühzeitig in Forschungsaktivitäten einzubinden. Dies erscheint auch insofern sinnvoll, als das weltweit enorme Anstrengungen unternommen werden um das Konzept von Biochar erfolgreich in wirtschaftliche und politische Realität umzusetzen, siehe IBI [2009]. Durch einen rechtzeitigen Kapazitätsaufbau an wissenschaftlichen Erkenntnissen und praktischen Erfahrungen sollte es demnach zu beträchtlichen Wettbewerbsvorteilen für die deutsche Kompostwirtschaft kommen.

9 Zusammenfassung / Abstract

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der energetischen Optimierung von Kompostierungsanlagen durch eine optimierte Stoffstromlenkung von heizwertreichen Fraktionen. Es werden drei verschiedene Verwertungsarten für diese Fraktionen nach ihrer energetischen und ökologischen Sinnhaftigkeit untersucht. Kompostierung, thermische Verwertung und das relativ neue Konzept von Biochar werden insbesondere auf ihre Auswirkungen auf Landwirtschaft, Umwelt und Klima betrachtet. Im energetisch-stofflichen Vergleich erzielen alle drei Verfahren ähnlich hohe Vermeidungspotentiale an klimarelevanten Treibhausgasen. Deshalb sind die vorteilhaften Auswirkungen auf Landwirtschaft und Umwelt entscheidend für die Bevorzugung der stofflichen Verwertung zu Kompost und Biochar. Dies schließt zum Teil existenzielle Nährstoffkreisläufe und hat das Potential unwiederbringliche Naturräume vor der Zerstörung zu bewahren. Im Gegensatz dazu, kann die Energiegewinnung aus heizwertreichen Fraktionen, durch andere regenerative Energieträger ersetzt werden.

Die Verwertung zu Biochar ermöglicht eine technisch einfache und sichere Kohlenstoffsenke, sowie eine nachhaltige Bodenverbesserung. Ein wichtiges Ergebnis dieser Arbeit ist das dargestellte Potential von Biochar als sinnvolle Ergänzung zu Kompost.

This thesis is about the optimal utilization of green wastes with high calorific value. Three different processes and their impacts on agriculture, environment and climate change are examined. Composting, combustion for heat and electricity, and slow pyrolysis for biochar production show all a similar potential for preventing greenhouse gas emissions. Therefore, the key factors for the optimal choice of utilization rest on the impacts on agriculture and environment. The conversion to compost and biochar is to prefer in comparison to the thermal utilization. That is, because the former processes are able to close the cycle of some existential nutrients and provide valuable soil conditioners. In addition, compost and biochar can substitute the use of peat moss as horticulture substrate and therefore, protect ecological important peat bogs. In contrast, the combustion process provides only one form of regenerative energy, which can be replaced by any other regenerative energy source.

The relatively new concept of biochar provides the means to sequester atmospheric carbon in a stable soil carbon pool and at the same time it can improve the Earth's soils. One important result of this thesis is the outlined potential of biochar as an ideal addition to compost.

Anhänge

In Tab. 8 ist die qualitative Entwicklung der RAL-gütegesicherten Komposte durch Analysedaten aus vier einzelnen Jahren dargestellt. Bei der Interpretation der Daten sollte die relativ geringe Anzahl der Analysen in 1991 beachtet werden. Die Daten stammen von der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) hat sie auf ihrer Internetplattform veröffentlicht.

		1991	1994	1999	2005	
Analyseparameter		Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	Mittelwert	
		n = 153	n = 959	n = 2510	n = 2801	
Keimfähige Samen	je I FM	0,09	0,30	0,09	0,07	
Fremdstoffe	%TM	0,23	0,17	0,17	0,16	
Steine	%TM	2,53	2,21	1,78	1,64	
Glühverlust	%TM	36,30	36,20	37,70	38,57	
Nges	%TM	1,03	1,24	1,35	1,43	
P ₂ O ₅ ges	%TM	0,52	0,61	0,73	0,70	
K ₂ Oges	%TM	0,85	1,00	1,13	1,15	
Mgges	%TM	0,50	0,75	0,81	0,78	
CaOges	%TM	3,55	4,09	4,66	6,52	
Nloes	mg/I FM	114,49	248,13	304,00	324,21	
Ammonium	mg/I FM	505,00	140,89	213,00	249,63	
Nitrat	mg/I FM	64,00	70,37	80,80	89,77	
P ₂ O ₅ loes	mg/I FM	815,94	969,49	1.035,00	1.142,84	
K ₂ Oloes	mg/I FM	1.952,15	3.046,88	3.631,00	3.838,41	
Mgloes	mg/I FM	433,62	249,55	225,00	232,78	
Blei	mg/kg TM	63,21	60,86	52,70	41,61	
Cadium	mg/kg TM	0,79	0,58	0,51	0,45	
Chrom	mg/kg TM	33,02	28,47	25,60	22,61	
Kupfer	mg/kg TM	39,32	44,78	49,60	49,54	
Nickel	mg/kg TM	18,58	17,93	15,90	14,55	
Quecksilber	mg/kg TM	0,25	0,20	0,16	0,13	
Zink	mg/kg TM	182,93	198,54	195,00	177,55	
FM = Frischmasse; TM = Trockenmasse; n = Anzahl der Analysen; ges = Gesamt; loes = löslich						

Tab. 8: Entwicklung der Kompostqualität [nach BMU 2008]

In Tab. 9 sind die globalen CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen den jährlichen Konzentrationsanstiegen dieses Treibhausgases (THG) in der Atmosphäre gegenübergestellt. Zwar gibt es noch Emissionen aus Landnutzungsänderungen und anderen Quellen, allerdings macht die Nutzung fossiler Energieträger den überwiegenden Großteil aller anthropogenen Emissionen aus. Zur Vereinfachung wurden die gegebenen Daten in eine vergleichbare Einheit umgerechnet und zwar in die Masse (in Pg) von Kohlenstoff (C) pro Jahr. Die Umrechnung erfolgte mit den am Tabellenboden gegebenen Gleichungen und Stoffdaten. Es muss darauf hingewiesen werden

das die Gegenüberstellung von Quelle und Senke keinen einfachen Stoffstrom abbildet, wie die Zahlen auch verdeutlichen. Die Interaktion der Atmosphäre mit Hydro-, Lito-, Pedo- und Biosphäre sind umfangreich. Die einzelnen Systeme können sowohl Senken als auch Quellen für THG darstellen und inherente Puffermechanismen können die Einschätzung über die Bedeutung von THG-Konzentrationen erschweren, insbesonders wenn nur ein einzelnes System, wie z.B. die Atmosphäre betrachtet wird.

Jahr	CO ₂ -Emissionen a	us fossilen Quellen	CO ₂ -Anstieg in	der Atmosphäre
	[USEIA 2008]			[USDoC 2009]
	(Pg CO ₂ /a)	(Pg C/a)	(Pg C/a)	(ppm CO ₂ /a)
1980	18,33	5,0	3,6	1,68
1981	18,07	4,9	2,3	1,08
1982	17,97	4,9	2,1	0,99
1983	18,09	4,9	3,9	1,83
1984	18,94	5,2	2,8	1,31
1985	19,41	5,3	3,5	1,63
1986	19,79	5,4	2,2	1,03
1987	20,34	5,6	5,7	2,68
1988	21,00	5,7	4,7	2,20
1989	21,33	5,8	3,0	1,39
1990	21,39	5,8	2,6	1,24
1991	21,28	5,8	1,8	0,82
1992	21,25	5,8	1,4	0,64
1993	21,48	5,9	2,5	1,15
1994	21,64	5,9	3,6	1,67
1995	21,99	6,0	4,2	1,98
1996	22,53	6,1	2,3	1,07
1997	22,97	6,3	4,2	1,97
1998	22,90	6,3	6,2	2,92
1999	23,29	6,4	2,9	1,35
2000	23,75	6,5	2,6	1,24
2001	24,01	6,6	3,9	1,85
2002	24,55	6,7	5,1	2,40
2003	25,78	7,0	4,7	2,22
2004	27,19	7,4	3,5	1,63
2005	28,19	7,7	5,2	2,42
2006	29,20	8,0	3,8	1,77

 $Pg C = Pg CO_2 / (44,010 g/mol / 12,011 g/mol)$

Pg C = ppm CO_2 * (44,010 g/mol / 28,97 g/mol) * 5,148 Zg / (44,010 g/mol / 12,011 g/mol)

CO₂: 44,010 g/mol C: 12,011 g/mol Luft: 28,970 g/mol

Masse der Atmosphäre: 5,148 Zg bzw. 5.148.000 Pg

Tab. 9: CO₂-Emissionen aus fossilen Quellen und CO₂-Zunahme in der Atmosphäre [der Autor, Daten aus USEIA 2008 und USDoC 2009]

Quellenangabe

- AG Energiebilanzen; 2009; "Energieverbrauch 2007"; In: BWK Das Energie-Fachmagazin, Bd. 61 (2009), Nr. 6; http://www.ebwk.de/bwk/; http://www.ag-energiebilanzen.de
- Aichberger, K.; Wimmer, J.; Mayr, R; 2000; "Auswirkungen der Kompostanwendung auf Ertrag und Bodeneigenschaften"; 6. Alpenländisches Expertenforum, 16. 17. März 2000, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irding Österreich
- Amlinger, F.; 2006; "Biowaste Management in the EU 25 Summarising the Results of the Questionaire"; Ecologically Sound Use of Biowaste in the EU, 31.05.-01.06.2006, Brüssel
- Anneser, K.; Eilers, H.; Haas, H.; Jauch, M.; Vasold, M.; 2005; "Torfersatz im Garten"; Poster, FH Weihenstephan, Forschungsanstalt für Gartenbau
- Antal, M.J. und Grønli, M.; 2003; "The Art, Science, and Technology of Charcoal Production", In: Industrial & Engineering Chemistry Research, Vol. 42, Nr. 8, S. 1619-1640.
- BEST Energies; 2009; "BEST AgricharTM an BEST Pyrolysis Technology: a sustainable solution for the greenhouse challenge"; Prospekt, http://www.bestenergies.com/companies/bestpyrolysis.html (Zugriff vom 13.09.2009)
- BFE und BUWAL; 2001; "Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe"; Ausgearbeitet durch: Arbeitsgemeinschaft Bioenergie (arbi) und Umwelt- und Kompostberatung Schleiss; Im Auftrag von: Bundesamt für Energie (BFE) und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Schweiz
- BGK; 2006; "Phosphor-Recycling ist notwendig"; In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, Nr. 03/2006, S. 5, BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.)
- BGK; 2007; "Vermarktungswege von Kompost in Deutschland"; BGK, http://www.kompost.de
- BGK; 2009; "Bioabfallverwertung auf hohem Niveau"; In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, Nr. 03/2009; BGK
- Biochar Fund; 2009; http://biocharfund.org; Heverlee, Belgien
- Biochar Systems; 2009; "Biochar Production Units Biochar 1000 Product Sheet"; Biochar Systems, LLC, http://www.biocharsystems.com
- Blackwell, P; Riethmuller, G.; Collins, M.; 2009; "Biochar Application to Soil"; In:

- Lehman et al. 2009 "Biochar for environmental management science and technology", Earthscan, London
- BMU; 2008; "Entwicklung der Kompostqualität"; http://www.bmu.de/abfallwirtschaft/doc/3761.php (Zugriff vom 10.12.2008); Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- BMU; 2009; "Zweiter Bodenschutzbericht der Bundesregierung"; Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
- Brown, R; 2009; "Biochar Production Technology"; In: Lehman et al. 2009 "Biochar for environmental management science and technology", Earthscan, London
- Buchgraber, K.; 2000; "Einsatz von Biokompost in der Landwirtschaft", 6. Alpenländisches Expertenforum, 16. 17. März 2000, Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning, Österreich
- Carbonscape; 2009; Carbonscape Ltd., http://carbonscape.com
- Chan, A.S.K.; Parkin, T.B.; 2001; "Methane Oxidation and Production Activity in Soils from Natural and Agricultural Ecosystems"; In: J. Environ. Qual., Nr. 30, S. 1896–1903
- Chan, K.Y. und Xu, Z.; 2009; "Biochar: Nutrient Properties and Their Enhancement"; In: Lehman et al. 2009 "Biochar for environmental management science and technology", Earthscan, London
- Chan, K.Y.; Van Zwieten, L.; Meszaros, I.; Downie, A.; Joseph, S.; 2007; "Agronomic values of green waste biochar as a soil amendment"; In: Australian Journal of Soil Research, Nr. 45, S. 629-634
- Cheng, C.H.; Lehmann, J.; Engelhard, M.; 2008; "Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence"; In: Geochimica et Cosmochimica Acta, Nr. 72, S. 1598-1610
- cnet news; 2009; "Mobile 'biochar' machine to work the fields"; Green Tech vom 25.08.2009; http://news.cnet.com/8301-11128 3-10316131-54.html
- Cuhls,C.; Mähl, B.; Berkau, S.; Clemens, J.; 2008; "Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwendung von Bioabfällen"; Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH
- Dach, J.; Warnstedt, A.; 2004; "Aufbereitung von Bioabfällen für die Verwertung in Biomassekraftwerken"; In: Wiemer, K.; Kern, M.; 2004; "Bio- und Restabfallbehandlung VIII biologisch, mechanisch, thermisch"; Fachbuchreihe des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie

- DBU; 2003; "Untersuchungen der Emission direkt und indirekt klimawirksamer Spurengase (NH3, N2O und CH4) während der Lagerung und nach der Ausbringung von Kofermentationsrückständen sowie Entwicklung von Verminderungsstrategien"; Abschlußbericht zum DBU Projekt AZ 08912
- destatis; 2008a; "Umwelt Abfallentsorgung 2006"; Fachserie 19, Reihe 1, Statisches Bundesamt, Wiesbaden
- destatis; 2008b; "Absatz von Mineraldüngern deutlich gestiegen"; Pressemitteilung Nr. 397 vom 24.10.2008, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- destatis; 2009a; "Umwelt Abfallbilanz 2007"; Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- destatis; 2009b; "Primärenergieverbrauch nach Produktionsbereichen im Inland in Petajoule Alle Produktionsbereiche und private Haushalte"; Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- destatis; 2009c; "Landwirtschaft in Deutschland und der Europäischen Union 2009"; Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- Diaz, L.F. und Savage, G.M.; 2007; "Factors that Affect the Process"; In: Diaz, L.F.; de Bertoldi, M.; Bidlingmaier, W.; Stendiford, E.; "Compost Science and Technology"; Elsevier
- Diaz, L.F.; Savage, G.M.; Eggerth, L.L.; Chiumenti, A.; 2007; "Systems Used in Composting"; In: Diaz, L.F.; de Bertoldi, M.; Bidlingmaier, W.; Stendiford, E.; "Compost Science and Technology"; Elsevier
- Diez, T. und Krauss, M.; 1997; "Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit"; In: Agribiol. Res. Band 50, S. 78-84
- Doney, S.C.; 2009; "Ocean Acidification: The Other CO₂ Problem"; In: Annual Review of Marine Science, Vol. 1, Nr. 1, S. 169
- DüMV; 2008; "Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung DüMV)"; Bundesrechtsverordnung, zuletzt geändert durch Art. 2 V v. 06.02.2009
- EEG; 2008; "Gesetz zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich und zur Änderung damit zusammenhängender Vorschriften"; Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 28.10.2008; Bundesgesetzblatt Jahrgang 2008 Teil I Nr. 49
- EIA; 2008; "International Energy Annual 2006"; Energy Information Administration, U.S. Department of Energy
- eurostat; 2009; "Länderprofile"; http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page

- /portal/eurostat/home/
- FFTC (Food and Fertilizer Technology Center); 2007; "Application of rice husk charcoal"; www.agnet.org/library/pt/2001004/ (Zugriff vom 24.01.2008)
- Freese-Green, D.; 2008; "Biochar and SCAD"; Bristol, UK.
- Fricke, K.; Goedecke, H.; Einzmann, U.; 2003; "Die Getrenntsammlung und Verwertung von Bioabfällen Bestandsaufnahme 2003"; In: "Die Zukunft der Getrenntsammlung von Bioabfällen"; Schriftenreihe des ANS 44, Orbiterverlag, Weimar, S. 11-64
- GEMIS; 2009; "Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 4.5"; Öko-Institut e.V.; http://www.gemis.de/de/index.htm
- Gieck, K. und Gieck, R.; 1995; "Technische Formelsammlung"; 30. Auflage, Gieck Verlag, Germering
- Glaser, B.; Lehmann, J.; Steiner, C.; Nehls, T.; Yousaf, M.; Zech, W.; 2002; "Potential of pyrolysed organic matter in soil amelioration"; In: Proceedings of the 12th International Soil Conservation (ISCO) Conference, Beijing, China
- Goodroad, L.L.; Keeney, D.R.; 1984; "Nitrous Oxide Emission from Forest, Marsh, and Prairie Ecosystems"; In: J. Environ. Qual., Nr. 13, S. 448-452
- Grammel, U.; 1993; "Die Bedeutung der Bioabfallkompostierung im Rahmen eines Abfallwirtschaftskonzeptes"; In: Burgbacher, G.; Roth, K.; "Thermische Behandlung und Kompostierung"; Reihe Innovative Abfallwirtschaft Band 3, Expert Verlag
- Haefele, S.M.; Konboon, Y.; Knoblauch, C.; Koyama, S.; Gummert, M.; Ladha, J.K.; 2008; "Black carbon from rice residues as soil amendment and for carbon sequestration"; International Rice Research Initiative
- Hams, S.; Becker, G.; Mrotzek, A.; 2009; "Ressourcen- und Klimaschutz in der Siedlungsabfallwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen"; In: Müll und Abfall Fachzeitschrift für Abfall- und Ressourcenwirtschaft, Mai 2009, S. 237-245
- Hartmann, R.; 2002; "Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildeshauser Geest, Niedersachsen"; Dissertation Universität Bremen, Fachbereich 2 (Biologie / Chemie)
- Hermann, W.A.; 2006; "Quantifying global exergy resources"; In: Energy, Vol. 31, Nr. 12, S. 1685-1702
- Hirschfeld, J.; Weiß, J.; Preidl, M.; Korbun, T.; 2008; "Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland"; Schriftenreihe des IÖW 186/08, Institut für

- ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) GmbH; im Auftrag von foodwatch e.V.
- Hirst, P.; 2009; "Making Biochar: with Peter Hirst of New England Biochar"; http://www.youtube.com/watch?v=RXMUmby8PpU (Zugriff vom 07.09.2009)
- Hoshi, T.; 2001; "Growth promotion of tea trees by putting bamboo charcoal in soil"; In: Proceedings of 2001 International Conference on O-cha (Tea) Culture and Science, Tokyo, Japan, S. 147-150
- IBI; 2009; "International Biochar Initiative"; http://www.biochar-international.org/
- Insam und Bertoldi, M. de; 2007; "Microbiology of the Composting Process", In: Diaz, L.F.; de Bertoldi, M.; Bidlingmaier, W.; Stendiford, E.; "Compost Science and Technology"; Elsevier
- IPCC; 2007; "IPCC Fourth Assessment Report (AR4) Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability"; Intergovernmental Panel on Climate Change; Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Iswaran, V.; Jauhri, K.S.; Sen, A.; 1980; "Effect of charcoal, coal and peat on the yield of moog, soybean and pea"; In: Soil Biology and Biochemistry, Nr. 12, S. 191-192
- Janzen, H.H.; 2004; "Carbon cycling in earth systems a soil science perspective"; In: Agriculture, Ecosystems and Environment, Nr. 1004 (2004), S. 399-417, Elsevier
- Kishimoto, S. und Sugiura, G.; 1985; "Charcoal as a soil conditioner"; In: Symposium on Forest Products Research, International Achievements for the Future, Nr. 5, S. 12-23
- Körschens, M., 1999; "Steigende Erträge ohne Umweltbelastung Untersuchungen zu Ertrag und Qualität. von Zuckerrüben im Statischen Düngungsversuch Bad Lauchstädt", Die Zuckerrübenzeitung 35, S. 14
- Kranert, M.; Gottschall, R.; Bruns, C.; Hafer, G.; Schiere, O.; Seibel, C.; 2007; "Grünabfälle besser kompostieren oder energetisch verwerten? Vergleich unter den Apekten der CO₂- Bilanz und der Torfsubstitution", im Auftrag der Entsorgergemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (EdDE), Köln
- Krogmann, U.; 1994; "Kompostierung: Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung"; Hamburger Berichte, Band 7, Abfallwirtschaft
- Kumar, S.; Jain, M.C.; Chhonkar, P.K.; 1987; "A note on stimulation of biogas production from cattle dung by addition of charcoal", BIOL.WASTES. Vol.

- 20, Nr. 3, S. 209-215
- Kuzyakov, Y.; Subbotina, I.; Chen, H.; Bogomolova, I.; Xu, X.; 2009; "Black carbon decomposition and incorporation into microbial biomass estimated by C14 labeling"; In: Soil Biology and Biochemistry, Nr. 41, S. 210-219
- Lehmann, J.; da Silva, J.P.; Steiner, C.; Nehls, T.; Zech, W.; Glaser, B.; 2003; "Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertiliser, manure and charcoal amendments"; In: Plant and Soils, Nr. 249, S. 343-357
- Lehmann, J.; Kern, D.C.; Glaser, B.; Woods, W.I.; 2004; "Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management"; Springer Verlag
- Leithold, G., 1984; "Untersuchung der Beziehungen zwischen ackerbaulichen Maßnahmen, Ertrag. und Humusreproduktion sowie Erarbeitung einer Methode zur Berechnung des Bedarfs des Bodens an organischer Substanz", Universität Halle, Landwirtschaftliche Fakultät, Diss.
- Liang, B.; Lehmann, J.; Solomon, D.; Sohi, S.; Thies, J.E.; Skjemstad, J.O.; Luizão, F.J.; Engelhard, M.H.; Neves, E.G.; Wirick, S.; 2008; "Stability of biomass-derived black carbon in soils" In: Geochimica et Cosmochimica Acta, Nr. 72, S. 6096-6078
- LTZ; 2008; "Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft", Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, Karlsruhe
- Mantria Industries; 2009; http://www.mantria.com/; http://www.eternagreen.com/ (Zugriff vom 13.08.2009)
- Mikan, C.J. und Abrams, M.D.; 1995; "Altered forest composition and soil properties of historic charcoal hearths in southeastern Pennsylvania"; In: Canadian Journal of Forest Research, Nr. 25, S. 687-696
- Mosier, A.R.; Duxbury, J.M.; Freney, J.R.; Heinemeyer, O.; Minami, K.; 1998; "Assessing and Mitigating N2O Emissions from Agricultural Soils"; In: Climatic Change, Vol. 40, Nr. 1, S. 7-38; Springer Netherlands
- Mwampamba, T.H.; 2007; "Has the woodfuel crisis returned? Urban charcoal consumption in Tanzania and its implications to present and future." In: Energy Policy, Nr. 35 (2007), S. 4221-4234
- Neves, E.G.; Petersen, J.B.; Bartone, R.N.; Silva, C.A.D.; 2003; "Historical and sociocultural origins of Amazonian Dark Earths"; In: Lehmann, J.; Kern, D.C.; Glaser, B.; Woods, W.I.; 2003; "Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management"; Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Niederlande, S. 29-50

- Pretz, T.; Uepping, R.; Isaac, E.; 2005; "Brennstoffgewinnung aus Kompostrohstoffen?"; im Auftrag der EdDE (Entsorgergemeinschaft der deutschen Entsorgungswirtschaft e.V.), Aachen
- Rademakers, L.; 2009; http://terrapretapot.org (Zugriff vom 26.07.2009)
- Reinhofer, M.; Lettmayer, G.; Taferner, K.; 2005; "Torfersatzprodukte Torfersatz durch biogene Rest- und Abfallstoffe Vorprojekt Endbericht Modul B"; Joanneum Research Institut für Nachhaltige Techniken und Systeme; im Auftrag von: Amt der Steiermärkischen Landesregierung, FA 19D
- Röhling, S.; 2007; "Wie lange reichen die Rohstoffe für die Mineraldüngerproduktion noch aus"; In: BAD; 2007; "Rohstoffverfügbarkeit für Mineraldünger Perspektiven unter hohen Energiekosten und begrenzten Ressourcen"; Tagung des VLK e.V. und des BAD am 24./25.04.2007 in Würzburg
- Schroeder, D. und Blum, W.E.H.; 1992; "Bodenkunde in Stichworten"; Hirt Verlag, Berlin, Stuttgart.
- snoek; 2009; "Rotenburger Holzasche"; snoek Naturprodukte, http://www.snoek-naturprodukte-shop.sageweb.de/Startseite.htm (Zugriff vom 10.08.2009)
- Springer, C.; 2009; "Vom Substitutionspotential und der Energiebilanz des Komposts zum Entwurf eines Energiepasses für Kompostierungsanlagen"; nicht veröffentlicht
- Steiner, G.; Teixeira, W.G.; Lehmann, J.; Nehls, T.; de Macedo, J.; Blum, W.E.H; Zech, W.; 2007; "Long term effect of manure, charcoal and mineral fertilisation on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil"; In: Plant and Soil, Nr. 291, S. 275-290
- TASi; 1993; "Technische Anleitung Siedlungsabfall"; Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen (Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz) vom 14. Mai 1993
- UBA; 2008; "Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen: 1990 2007 (Endstand: 12.11.2008)"; Umweltbundesamt, Dessau
- Ude, B.; 2006; "Möglichkeiten einer monetären Bewertung von organischer Substanz für die Betriebszweigabrechnung im ökologischen Landbau"; Diplomarbeit Fachbereich 11, Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel-Witzenhausen
- USDoC; 2009; "Trends in Atmospheric Carbon Dioxide globally averaged marine surface annual mean growth rates"; U.S. Department of Commerce, National Oceanic & Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory, http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/ (Stand: 07/2009)

- USEIA; 2008; "World Carbon Dioxide Emissions from the Consumption and Flaring of Fossil Fuels 1980-2006"; U.S. Energy Information Administration, http://www.eia.doe.gov/environment.html (Stand: 12/2008)
- Van Zwieten, L.; 2009; "Agro-economic valuation of biochar using field-derived data"; Asia Pacific Biochar Conference, Gold Coast Australia 17 20 Mai, 2009
- Van Zwieten, L.; Kimber, S.; Downie, A.; chan, K.Y.; Cowie, A.; Wainberg, R.; Morris, S.; 2007; "Papermill char: Benefits to soil health and plant production"; In: Proceedings of the Conference of the International Agrichar Initiative, 30.04.-02.05. 2007, Terrigal, NSW, Australien
- Van Zwieten, L.; Singh, B.; Joseph, S.; Kimber, S.; Cowie, A.; Chan, K.Y.; 2009; "Biochar and Emissions of Non-CO2 Greenhouse Gases from Soil"; In: Lehman et al. 2009 "Biochar for environmental management science and technology", Earthscan, London
- Wallmann, R.; Fritz, T.; Fricke, K.; 2009; "Energie aus Abfall Potentiale und Nutzungsmöglichkeiten"; In: Müll und Abfall Fachzeitschrift für Abfallund Ressourcenwirtschaft, Mai 2009, S. 250-258
- Wardle, D.A.; Zackrisson, O.; Nilsson, M.C.; 1998; "The charcoal effect in Boreal forests: Mechanisms and ecological consequences"; In: Oecologia, Nr. 115, S. 419-426
- Widmann, R.; Kauth, U.; Röder, N.; 2009; "Bewertung der Kohlenstoffeinbindung in Böden durch Kompost", im Auftrag der EdDE (Entsorgergemeinschaft der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V.)
- Wintzer, D.; Leible, L.; Rösch, Ch.; Bräutigam, R.; Fürniß, B.; Sardemann, G.; 1996; "Wege zur umweltverträglichen Verwertung organischer Abfälle"; Forschungszentrum Karlsruhe GmbH - Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS), Erich Schmidt Verlag
- Worldstove; 2009; "LuciaStove Price List 29.07.2009"; Worldstove Corporation, http://worldstove.com/products/order-form/
- Yamato, M.; Okimori, Y.; Wibowo, I.F.; Anshori, S.; Ogawa, M.; 2006; "Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia"; In: Soil Science and Plant Nutrition, Nr. 52, S. 489-495
- Yoshizawa, S.; Tanaka, S.; Ohata, M.; 2007; "Proliferation effect of aerobic microorganisms during composting of rice bran by addition of biomass charcoal"; In: Proceedings of the Conference of the International Agrichar Initiative, S. 26; 30.04.-02.05. 2007, Terrigal, NSW, Australien