Universität für Bodenkultur Wien
Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt
Institut für Abfallwirtschaft

Sachbilanz von Technologien und Verfahrenskombinationen für ausgewählte biogene Abfallfraktionen

(Vergärung, Kompostierung, Hydrothermale Carbonisierung und Pyrolyse)

Diplomarbeit

Zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

eingereicht von
Sabine Gruber, Bakk. techn.

betreut von
Univ.-Prof. Dipl.-Ing. Dr. Marion Huber-Humer
DI Andreas Pertl

Wien, Oktober 2013

Kurzzusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden die In- und Outputströme (Materialströme, Energiebedarf, Emissionen in die Luft, Rückstände usw.) für die Behandlungsverfahren Kompostierung, Vergärung, Pyrolyse und Hydrothermale Carbonsierung (HTC) und Verfahrenskombinationen zur Behandlung von biogenen Abfallfraktionen erhoben. Darauf aufbauend werden optimale stoffliche und energetische Nutzungen unter Berücksichtigung klimawirksamer und ökologisch relevanter Emissionen für folgende spezifischen Abfallfraktionen aufgezeigt: Bioabfall, Küchen- und Speiseabfälle, Grünschnitt, Klärschlamm, Papierschlamm und behandeltes Holz. Für das bei der Pyrolyse und HTC entstehende Hauptprodukt Biokohle wird darüber hinaus überprüft, ob derzeit eine Teilnahme am CO_2-Emissionshandel möglich ist.

Die Datenerhebung basiert auf einer Literaturrecherche und auf Informationen aus direkter Befragung von AnlagenbetreiberInnen. Die Inputmaterialien wurden auf Grundlage von Daten einer österreichischen Entsorgungs- und Verwertungsfirma ausgewählt.

Die Schlussfolgerungen sind, dass Pyrolyse und HTC klimafreundlicher sind als Kompostierung und Vergärung. Bei Pyrolyse und HTC können aber andere ökologisch relevante Emissionen (CO, NO_x, Dioxine/Furane, usw.) auftreten, weshalb gegebenenfalls eine thermische Nachbehandlung des Abgases notwendig ist.

Eine optimale Nutzung des energetischen und stofflichen Potenzials von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfällen lässt sich durch eine Kombination aus Vergärung und anschließender Kompostierung erzielen. Durch den Kompostierungsprozess werden jedoch weitere klimawirksame Emissionen verursacht. Wird der Gärrest jedoch in einer HTC-Anlage weiter behandelt, könnten klimawirksame Emissionen eingespart werden.

Aus energetischer Sicht sind für die Pyrolyse Inputmaterialen mit niedrigem Wassergehalt (< 35 % FM) vorzuziehen, wie z.B. Grünschnitt und behandeltes Holz. Bei Inputmaterialien mit höherem Wassergehalt ist vor allem eine Mischung mit trockenem Material sinnvoll. Für HTC sind Abfallfraktionen mit hohem Wassergehalt geeignet. Vor allem Papierschlamm und Klärschlamm können dadurch effizienter verwertet werden. Generell besteht jedoch für die relativ neue Anwendung der Pyrolyse und HTC in der Abfallwirtschaft in einigen Bereichen noch Forschungsbedarf (Abgasemissionen, Behandlung bzw. Verwertung von HTC-Prozesswasser, Anwendung der Pflanzenkohle usw.).

Für eine Teilnahme am CO_2 Zertifikathandel als Biokohleproduzent gibt es derzeit sowohl auf internationaler (Kyoto Protokoll) als auch auf europäischer Ebene (Europäischer Emissionshandel) noch keine Möglichkeiten. Barrieren stellen fehlende Monitoringinstrumente sowie die Ungewissheit über die Dauer der Kohlenstoffsequestierung durch die pflanzenbauliche Anwendung der Pflanzenkohle dar.

Abstract

In this thesis input and output streams (material flows, energy supply, emissions into the air, residues etc.) are presented for the organic waste treatment technologies composting, fermentation, pyrolysis and hydrothermal carbonation (HTC) and their combinations. The optimal material use and energy efficiency with further views on greenhouse gases and other ecological relevant emissions are identified for the following specific waste fractions: bio waste, food waste, green waste, sewage sludge, paper sludge and wood treated. In addition, biochar, which is the product of pyrolysis and HTC, is proofed, if a participation in the carbon market could be possible.

The data are based on a literature reviews and on direct information from plant operators. The input materials are chosen based on a dataset of an Austrian waste disposal and recycling company.

Results suggest that pyrolysis and hydrothermal carbonization (HTC) are more climate-friendly than composting and anaerobic digestion. However, during the pyrolysis and HTC processes other ecological relevant emissions (CO, NO_x, dioxine/furans, etc.) may occur; therefore thermal post-treatment of their exhaust gases could be necessary.

An optimal use of energy and material potential of bio waste and food waste can be achieved by a combination of fermentation and composting. However, the composting process causes more greenhouse gases. If the digestate is treated in a HTC, greenhouse gases could be reduced.

With regard to energy efficiency, input materials with low water contents (< 35 % wet matter) are recommendable for pyrolysis, such as green waste and treated wood. Input materials with higher water contents shall be mixed with dry material for pyrolysis or treated in a HTC-plant. Particularly paper sludge and sewage sludge can be handled more efficiently by HTC. Nevertheless, further research of the relatively new application of pyrolysis and HTC in waste management is required in different fields (quality of exhaust emissions, quality and treatment of HTC process water, application of biochar, etc.).

Currently, the participation of biochar producers in the carbon market are neither at international (Kyoto Protocol) nor at the European (European emission trade system) level possible. Main barriers are the lack of monitoring instruments and the uncertainty about the duration of carbon sequestration by agricultural application of biochar.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis VI
Tabellenverzeichnis VII
Abkürzungsverzeichnis IX
1. Einleitung 1
2. Charakterisierung der gewählten biogenen Abfallarten 3
2.1 Bioabfall 4
2.2 Küchen- und Speiseabfälle 4
2.3 Grünschnitt 5
2.4 Papierschlamm 5
2.5 Klärschlamm 5
2.6 Holz behandelt 6
3. Beschreibung der Verwertungsverfahren 7
3.1 Kompostierung 7
3.2 Vergärung 8
3.3 Hydrothermale Carbonisierung 10
3.4 Pyrolyse 12
4. Treibhausgasemissionen und andere ökologisch relevante Luftemissionen 15
5. Sachbilanz 16
5.1 Festlegung des Untersuchungsrahmens 16
5.2 Funktionelle Einheit 17
5.3 Formulierung der Vergleichsoptionen 17
5.4 Materialkombinationen 19
5.5 Verfahrenskombinationen 20
5.6 Sachbilanz Kompostierung 20
5.6.1 Abfallinput für die Kompostierung 20
5.6.2 Stoffstrombilanz des Kompostierungsprozesses 21
5.6.3 Energiebedarf 25
5.6.4 Emissionen in die Luft aus dem Kompostierungsprozess 26
5.7 Sachbilanz Vergärung 31
5.7.1 Abfallinput für die Vergärung 31
5.7.2 Stoffstrombilanz des Vergärungsprozesses 31
5.7.3 Energiebedarf 38
5.7.4 Emissionen in die Luft aus dem Vergärungsprozess 41
5.8 Sachbilanz Hydrothermale Carbonisierung 43
5.8.1 Abfallinput für die Hydrothermale Carbonisierung 43
5.8.2 Stoffstrombilanz für die Hydrothermale Carbonisierung 43
5.8.3 Energiebedarf 50
5.8.4 Emissionen in die Luft beim HTC Prozess 52
5.9 Pyrolyse 53
5.9.1 Abfallinput für die Pyrolyse 53
5.9.2 Stoffstrombilanz des Pyrolyseprozesses 54
5.9.3 Energiebedarf 59
5.9.4 Emissionen in die Luft 61

6. Vergleich und Bewertung der Behandlungsverfahren 63
6.1 Bewertung der Inputströme der untersuchten Behandlungsverfahren 63
6.1.1 Konditionierungsaufwand bei Monosubstraten 63
6.1.2 Optimierung durch Materialkombination 65
6.1.3 Energieinput der Behandlungsverfahren 68
6.2 Bewertung der Outputströme der untersuchten Behandlungsverfahren 70
6.2.1 Produktquanität und -qualität 70
6.2.2 Feste und flüssige Rückstände 73
6.3 Klimawirksame und ökologisch relevante Emissionen im Vergleich 75
6.4 Bewertung der Verfahrenskombinationen 81
7. Biokohle – Teilnahme am CO_2 Zertifikathandel? 83
7.1 Welche Emissionen sind für den Emissionshandel berechenbar? 83
7.2 Emissionshandel 84
7.3 Teilnahmemöglichkeiten am CO_2 Zertifikatshandel 86
8. Schlussfolgerung 88
9. Literaturverzeichnis 91

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 HTC-Verfahrenstechnik (AVA CO2, 2013) 11

Abbildung 2 Massenausbeute in Abhängigkeit der Temperatur für Stroh (S. KERN, 2010) 13

Abbildung 3 Pyrolyseanlage zur Herstellung von Pflanzenkohle (DUNST, 2012) 13

Abbildung 4 Festlegung des Untersuchungsrahmen (gate-to-gate) 17

Abbildung 5 Stoffstrombilanz Kompostierung am Beispiel Bioabfall und Grünschnitt (bezogen auf 1 t FM Input) 21

Abbildung 6 Verlauf der Konzentrationen von NH_3, N_2O und CH_4 in Relation zu CO_2 bei der Kompostierung von Stallmist (nach Hellebrand & Kalk, 2000 zit. bei AMLINGER et al., 2005) 27

Abbildung 7 Stoffstrombilanz Vergärung mit Inputmischung Bioabfall, Klärschlamm und Küchen- und Speiseabfall (bezogen auf 1 t Input FM) 32

Abbildung 8 Mengenströme bei der mechanischen Separation von Gärrest (M. KERN et al., 2010) 36

Abbildung 9 Bioabfallvergärung - Nährstoffe im Gärrest (M. KERN et al., 2010) 38

Abbildung 10 Stoffstrombilanz – Hydrothermale Carbonisierung (bezogen auf 1 t Input FM) 44

Abbildung 11 Inkohlungsdiagramm (CLEMENS, 2011) 48

Abbildung 12 Stoffstrombilanz Pyrolyse (bezogen auf 1 t FM Input) 54

Abbildung 13 DTA Kurve nach WANG et al. (2012) 60

Abbildung 14 Energieinput für die ausgewählten Behandlungsanalgen 68

Abbildung 15 Entstehung CH_4 Emissionen bei den ausgewählten Verfahren im Vergleich 76

Abbildung 16 Entstehung von N_2O-Emissionen bei den ausgewählten Verfahren im Vergleich 77

Abbildung 17 Entstehung von NH_3-Emissionen bei den ausgewählten Verfahren im Vergleich 79

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Zusammensetzung Bioabfall 4
Tabelle 2 Zusammensetzung Küche- und Speiseabfälle 4
Tabelle 3 Zusammensetzung Grünschnitt 5
Tabelle 4 Zusammensetzung Papierschlamm 5
Tabelle 5 Zusammensetzung Klärschlamm 6
Tabelle 6 Zusammensetzung Holz behandelt 6
Tabelle 7 Auswahl geeigneter Behandlungsverfahren für die betrachteten Abfallarten (DILBER, 2013) 18
Tabelle 8 Optimierung der Materialeigenschaften durch Abfallkombinationen (DILBER, 2013) 19
Tabelle 9 Inputmaterial für die Kompostierung 21
Tabelle 10 Inputmischungen für die Kompostierung 22
Tabelle 11 Abbaurate bei der Kompostierung [% Massenanteil der abgebauten organischen Trockensubstanz] 23
Tabelle 12 Rotteverlust in kg/t Input FM während des Rotteprozesses 23
Tabelle 13 Output Fertiger Kompost nach der Kompostierung (bezogen auf kg/t Input FM) 24
Tabelle 14 Vergleich Schwermetallgehalte mit Grenzwerten der Kompostqualitätsklasse A+ 25
Tabelle 15 Energiebedarf der offenen Kompostierung [kWh/t Input FM] 26
Tabelle 16 Energiebedarf der geschlossenen Kompostierung [kWh/t] 26
Tabelle 17 Klimarelevante Emissionen bei der offenen Kompostierung 30
Tabelle 18 Klimarelevante Emissionen bei der geschlossenen Kompostierung 30
Tabelle 19 Inputmaterialien und –mischung für die Vergärung 31
Tabelle 20 Aufbereitung und Konditionierung für die Nassvergärung 33
Tabelle 21 Typische Zusammensetzung von Biogas (M. KERN et al., 2010) 34
Tabelle 22 Berechnung der Biogasausbeute 34
Tabelle 23 Gärrest nach der Trockenvergärung 35
Tabelle 24 Gärrest nach der Nassvergärung 35
Tabelle 25 Entwässerung Output Gärrest Trockenvergärung 36
Tabelle 26 Entwässerung Output Gärrest Nassvergärung 37
Tabelle 27 Energieverbrauch von mesophiler Nassvergärungsanlagen (in kWh je Tonne Input FM) 40
Tabelle 28 Energieverbrauch von thermophilen Trockenvergärungsanlagen (in kWh je Tonne Input FM) 41
Tabelle 29 Emissionen aus der Vergärung nach CUHLS et al. (2008) 43

Tabelle 30 Inputmaterialien und -mischung für die HTC 43
Tabelle 31 Konditionierung des Inputmaterial für die HTC 45
Tabelle 32 Massenausbeute in % TM – Hydrothermale Carbonisierung 46
Tabelle 33 Massenbilanz der TM im HTC Prozess für die ausgewählten Abfallfraktionen 47
Tabelle 34 Kohleschlammbildung HTC 47
Tabelle 35 Fest/Flüssig Trennung des Kohleschlammes für die ausgewählten Abfallfraktionen 48
Tabelle 36 Wärmeenergiebedarf der HTC für 1 t FM Input (ESCALA et al.,2011) 51
Tabelle 37 Gesamter Energiebedarf für die HTC Anlage 52
Tabelle 38 Ausgewählte Inputmaterialien und –kombinationen für die Pyrolyse 53
Tabelle 39 Konditionierung des Inputmaterials für die Pyrolyse 55
Tabelle 40 Massenausbeute bei der Pyrolyse [% Massenanteil bezogen auf TM] 56
Tabelle 41 Massenbilanz der ausgewählten Abfallfraktionen bei der Pyrolyse 56
Tabelle 42 Zusammensetzung des erzeugten Pyrolysegases (U. NEUMANN, 2011) 57
Tabelle 43 Schwermetallgrenzwerte der Pflanzenkohle Basic und Premium (SCHMIDT et al., 2012) 58
Tabelle 44 Schwermetallgehalte der Inputmischungen 1 58
Tabelle 45 Energiebilanz Pyrolyse für ausgewählte Abfallfraktionen 61
Tabelle 46 Abgasemissionen PYREG, Beispiel Klärschlamm (GERBER, 2011) 62
Tabelle 47 Massenbilanz der Inputmischungen für die Kompostierung (bezogen auf 1 t Input FM) 66
Tabelle 48 Massenbilanz mit Inputmischung Vergärung 66
Tabelle 49 Massenbilanz für Inputmischung bei der HTC 67
Tabelle 50 Massenbilanz der Inputmischungen für die Pyrolyse 68
Tabelle 51 Energieinhalt ausgewählter Abfallfraktionen in MJ/t FM 63
Tabelle 52 Materialinput für ausgewählte Behandlungsanlagen im Vergleich 64
Tabelle 53 Schwankungsbreite des Energieinputs für ausgewählte Behandlungsanlagen bezogen auf 1 t Input FM 69
Tabelle 54 Produkte aus ausgewählten Behandlungsanlagen 71
Tabelle 55 Feste und flüssige Rückstände bezogen auf 1 t Input FM bei Kompostierung und Vergärung 73
Tabelle 56 Feste und flüssige Rückstände bezogen auf 1 t Input FM bei HTC und Pyrolyse 74
Tabelle 57 Schwankungsbreite der CH_4 Emissionen (g/t Input FM) 76
Tabelle 58 Schwankungsbreite der N_2O Emissionen (g/t Input FM) 78
Tabelle 59 Schwankungsbreite der NH_3-Emissionen (g/t Input FM) 79

Abkürzungsverzeichnis

AG	Aschegehalt
BHKW	Blockheizkraftwerk
BSB	biochemischer Sauerstoffbedarf
°C	Grad Celsius
C	Kohlenstoff
Cd	Cadmium
CH4	Methan
CO	Kohlenstoffmonoxid
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
CO2	Kohlendioxid
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
FM	Frischmasse
g	Gramm
H_2	Wasserstoff
HCl	Chlorwasserstoff
H_2S	Schwefelwasserstoff
H_u	Heizwert
HTC	Hydrothermale Carbonisierung
Hg	Quecksilber
kg	Kilogramm
kWh	Kilowattstunde
m^3	Kubikmeter
l	Liter
mg	Milligramm
MJ	Megajoule
MVA	Müllverbrennungsanlage
N	Stickstoff
NH_3	Ammoniak
Ni	Nickel
N2O	Lachgas
NO_x	Stickstoffoxide
oTM	Organische Trockenmasse
t	Tonne
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
SO_2	Schwefeldioxid
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse
TOC	Total Organic Carbon
VOC	Volatile Organic Compounds
Vol.-%	Volumenanteil
WG	Wassergehalt
Zn	Zink

1. Einleitung

Hinsichtlich des stofflichen und energetischen Potenzials gewinnen biogene Abfälle immer mehr an Bedeutung. Die Verwertung von getrennt erfassten Abfällen biogener Herkunft erfolgt in der Regel entweder aerob in Kompostanlagen oder anaerob in Vergärungsanlagen. Während bei der Kompostierung ausschließlich Kompost erzeugt wird, zielt die Vergärung auf die Produktion von Biogas ab, welches als erneuerbare Energie eingesetzt werden kann. Der bei der Vergärung anfallende Gärrest kann entweder direkt oder kompostiert auf Felder ausgebracht werden. Allerdings ist bei der direkten Ausbringung mit einer schlechteren Qualität als Bodenverbesserer bzw. Düngemittel zu rechnen als bei der Ausbringung von Kompost. Die Behandlung der biogenen Abfälle ist jedoch in beiden Fällen mit klimawirksamen Emissionen verbunden (LAMPERT et al., 2011). Vor allem in Bezug auf den Klimaschutz kann eine optimierte Bioabfallverwertung einen Beitrag im Kampf gegen den Klimawandel leisten.

Als zusätzliche Option zur Nutzung von biogenen Abfällen werden derzeit verstärkt die Technologien Pyrolyse und Hydrothermale Carbonisierung (HTC) diskutiert. Die Herstellung von Pflanzenkohle ist dazu geeignet, als Bodenverbesserungsmittel Kohlenstoff dauerhaft in Böden zu binden. Diese Möglichkeit der Kohlenstoffsequestrierung wird demnach als vielversprechende Maßnahme zur Reduzierung der CO_2-Konzentration in der Atmosphäre erwartet. Außerdem könnte damit die Bodenfruchtbarkeit von nährstoffarmen Böden erhöht sowie die Wasserverfügbarkeit und der Pflanzenwachstum gesteigert werden. Eine energetische Nutzung der Pflanzenkohle könnte zudem als Substitut von fossiler Energie eingesetzt werden (WOOLF et al., 2010).

Aber mit welchem Aufwand (Materialinput, Energiebedarf usw.) ist die Herstellung von Pflanzenkohle verbunden? Welche weiteren Outputmengen (Emissionen, Rückstände) neben dem Hauptprodukt Kohle entstehen während des Prozesses im Vergleich zu herkömmlichen Verfahren? Und entstehen klimawirksame und weitere ökologisch relevante Emissionen?

In der vorliegenden Arbeit werden Stoffflüsse (Materialströme, Energiebedarf, Emissionen in Luft, Wasser und Boden, Rückstände, etc.) für ausgewählte Technologien und Verfahrenskombinationen zur Behandlung von spezifischen biogenen Abfallfraktionen erhoben. Auf Basis der Massen- und Energiebilanz sowie der Betrachtung von Schwermetalleinträgen lassen sich darüber hinaus die Produktquantität und –qualität aus verschiedenen Behandlungsverfahren ableiten. Ziel ist es, aufbauend auf diesen Ergebnissen eine optimale stoffliche und energetische Nutzung hinsichtlich klimawirksame sowie weitere ökologisch relevante Emissionen (NH_4, NO_x, NH_3, NO_3, Schwermetalle) bei den untersuchten Behandlungsverfahren für die ausgewählten Abfallfraktionen aufzuzeigen und gegenüberzustellen. Im Anschluss soll der Frage nachgegangen werden, ob unter den derzeit gegebenen Umständen eine Teilnahme der Pflanzenkohleherstellung und -anwendung am CO_2 Emissionshandel möglich ist.

Die Auswahl der untersuchten Abfallarten erfolgt auf Basis von Daten einer österreichischen Entsorgungs- und Verwertungsfirma. Die Vergleichsoptionen sowie

Material- und Verfahrenskombinationen für die Sachbilanz wurden in einer parallel laufenden Masterarbeit (DILBER, 2013) ermittelt.

Aufbau der Arbeit

Im ersten Teil der Arbeit werden die ausgewählten Abfallfraktionen auf Basis einer Literaturrecherche näher charakterisiert. Danach werden die untersuchten Behandlungsverfahren Kompostierung, Vergärung, Pyrolyse und HTC beschrieben und die klimawirksamen sowie ökologisch relevanten Emissionen definiert.

Im zweiten Teil der Arbeit werden für die Sachbilanz der Untersuchungsrahmen, funktionelle Einheit sowie die Verfahrensoptionen festgelegt. Aufbauend auf einer Massenbilanz werden in weiterer Folge die In- und Outputströme der betrachteten Behandlungsverfahren für die ausgewählten Inputmaterialien erhoben. Um die Produktqualität zu beschreiben, wird vor allem auf die Schwermetallflüsse eingegangen. Für die untersuchten Verfahren werden die klimawirksamen und ökologisch relevanten Emissionen in die Luft und der Energiebedarf dargestellt. Die Erhebung der Daten erfolgte mittels Literaturrecherche und basierend auf direkten Informationen von Anlagenbetreibenden. Dafür wurde am 18. Juli 2012 die PYREG (Pilot-) Anlage in Riedlingsdorf und am 7. Jänner 2013 die HTC (Pilot-) Anlage in Karlsruhe besucht.

Auf Basis dieser Ergebnisse wird im letzten Teil der Arbeit ein Vergleich bzw. eine Bewertung der Verfahrensoptionen dargestellt. Daraus werden mögliche optimale Nutzungsoptionen für die ausgewählten Abfallfraktionen abgeleitet.

Abschließend wird mittels einer (internationalen) Literaturrecherche überprüft, ob aus derzeitiger Sicht eine Teilnahme am CO_2 Emissionshandel als Biokohleproduzent möglich ist oder nicht.

2. Charakterisierung der gewählten biogenen Abfallarten

In dieser Arbeit werden sechs spezifische Abfallarten als Inputmaterial für die im Vorfeld definierten Verwertungstechnologien (Kompostierung, Vergärung, Pyrolyse und HTC) näher betrachtet. Die Auswahl erfolgte auf Basis der Daten eines österreichischen Entsorgungsunternehmens. Aus den gesamten biogenen Abfallströmen für das Jahr 2011 wurden folgende sechs Abfallarten aufgrund ihrer Mengenrelevanz ausgewählt:

1. Papierschlamm
2. Klärschlamm
3. Grünschnitt
4. Bioabfälle
5. Küchen- und Speiseabfälle
6. Holz behandelt

Die Abfallcharakterisierung basiert auf Literaturdaten, da keine spezifischen Daten vonseiten des Entsorgungsunternehmens zur Verfügung standen. Um eine bessere Repräsentativität zu gewährleisten, werden für die dargestellten Parameter mehrere Literaturquellen herangezogen. Aus den erhobenen Werten wird der Median für die ausgewählten Parameter berechnet. Bei einer zu geringen Anzahl an Werten (2-3) für den jeweiligen Parameter wurde der Mittelwert, z.B. beim Aschegehalt sowie Quecksilbergehalt von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfall, herangezogen.

Um auf die Abweichungen vom Median zu schließen, werden die Minimal- und Maximalwerte sowie die Anzahl der Quellen (n) des jeweiligen Parameters angeführt.

Folgende Parameter werden für die Charakterisierung der Abfallarten herangezogen:

1. Wassergehalt (WG)
2. Aschegehalt (AG)
3. Organischer Gesamtkohlenstoff (TOC)
4. Heizwert (H_u)

Der Wassergehalt des Inputmaterials ist ein wichtiger Parameter für die Auswahl der Behandlungsanlagen und für die Konditionierungsmaßnahmen. Der Aschegehalt gibt Auskunft über die Menge des anorganischen Anteils im Material. Daraus lässt sich der Gehalt an organischer Substanz ableiten, welcher vor allem für die Massenbilanz relevant ist. Der TOC-Gehalt gibt die Gesamtmenge an organischem Kohlenstoff im Material an und ist für die Beurteilung der Kohlenstoffeffizienz ein wichtiges Kriterium. Der untere Heizwert gibt die maximal nutzbare Wärmemenge bei der Verbrennung der Biomasse an. Er ist für die Darstellung der Energieinhalte ein wesentlicher Parameter.

Die Abkürzung TM steht für Trockenmasse und FM für Feuchtmasse, wobei die Trockenmasse jener Bestandteil der Feuchtmasse unter Abzug des Wasseranteils ist.

Des Weiteren werden bei der Charakterisierung der Abfallarten die Schwermetalle Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Blei (Pb), Zink (Zn), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg) betrachtet.

2.1 Bioabfall

Bioabfälle des Entsorgungsunternehmens setzen sich aus Bioabfall allgemein, Bioabfall aus der getrennten Sammlung und Obst- und Gemüseabfällen zusammen. Der durch Literaturdaten beschriebene Bioabfall bezieht sich auf organische Haushaltsabfälle unter anderem aus den Niederlanden (ECN Phyllis, 2012) und Deutschland (VOGT et al., 2002). Es wird angenommen, dass mit den Literaturdaten eine ähnliche Zusammensetzung wie jene des Bioabfalls des Entsorgungsunternehmens beschrieben werden kann (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1 Zusammensetzung Bioabfall

Parameter	Einheit	Median/Mittelwert	Min.	Max.	n	Quelle
Wassergehalt	% FM	60	10	80	9	VOGT et al. (2002), ECN PHYLLIS (2012)
Aschegehalt	% TM	37,5	36	39	2	
TOC	% TM	51,9	50	52	4	
Heizwert	MJ/kg TM	11,6	8,75	17,5	8	ECN PHYLLIS (2012), MORSCHEK (2012)
Schwermetalle						
Cadmium	mg/kg TM	0,20	0,1	0,3	6	VOGT et al. (2002), ECN PHYLLIS (2012)
Chrom	mg/kg TM	4,30	1,8	7,3	5	
Kupfer	mg/kg TM	8,60	1,9	9,2	5	
Nickel	mg/kg TM	1,85	1,3	2,4	2	
Blei	mg/kg TM	2,50	0,7	24,5	6	
Zink	mg/kg TM	28,50	21,6	49,7	6	
Quecksilber	mg/kg TM	0,04	0,04	1	3	

2.2 Küchen- und Speiseabfälle

Die Küchen- und Speiseabfälle werden mit Hilfe von Daten nach BINNER (2012) und der Datenbank ECN Phyllis definiert. Die erhobenen Werte beziehen sich auf Abfälle, die in Großküchen bei der Zubereitung von Speisen entstehen (siehe Tabelle 2). Es handelt sich hier vorwiegend um Speiseabfall aus der Gastronomie, vor allem mit Tee-, Kaffee-, Orangen- und Kartoffelresten.

Tabelle 2 Zusammensetzung Küchen- und Speiseabfälle

Parameter	Einheit	Median/Mittelwert	Min.	Max.	n	Quelle
Wassergehalt	% FM	73,45	6	74	15	BINNER (2012), ECN PHYLLIS (2012)
Aschegehalt	% TM	14,2	12	16	2	
TOC	% TM	48,61	30	58	21	
Heizwert	MJ/kg TM	15,7	9	22,3	10	
Schwermetalle						
Cadmium	mg/kg TM	0,05	0,05	0,2	5	BINNER (2012), ECN PHYLLIS (2012)
Chrom	mg/kg TM	1,325	1	11	6	
Kupfer	mg/kg TM	10,6	4	48	9	
Nickel	mg/kg TM	2	0,6	10	8	
Blei	mg/kg TM	0,4	0,1	2,2	8	
Zink	mg/kg TM	15	21,6	49,7	6	
Quecksilber	mg/kg TM	0,1	0,04	1	3	

2.3 Grünschnitt

Grünschnitt des betrachteten Entsorgers setzt sich vor allem aus Grasschnitt zusammen. Die aus den Literaturdaten stammenden Angaben beziehen sich demnach auf Grasschnitt und Wiesenmähgut (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3 Zusammensetzung Grünschnitt

Parameter	Einheit	Median	Min.	Max.	N	Quelle
Wassergehalt	% FM	39,45	7	88	5	ECN PHYLLIS (2012), IFA TULLN (2009) IEABCC (2012), VOGT et al. (2002)
Aschegehalt	% TM	9,51	8	30	14	
TOC	% TM	49,4	42	50	11	
Heizwert	MJ/kg TM	16,7	15	21	24	ECN PHYLLIS (2012), KEHRES (2011)
Schwermetalle						
Cadmium	mg/kg TM	0,15	0,1	3	14	ECN PHYLLIS (2012), IEABCC (2012), VOGT et al. (2002)
Chrom	mg/kg TM	3,7	1,1	9	9	
Kupfer	mg/kg TM	10	6	21	13	
Nickel	mg/kg TM	3,7	1,2	9	9	
Blei	mg/kg TM	1,5	0,2	70	15	
Zink	mg/kg TM	53	21	106	9	
Quecksilber	mg/kg TM	0	0	0,23	7	

2.4 Papierschlamm

Die Papierschlämme des Entsorgungsunternehmens stammen vorwiegend aus der biologischen Abwasserbehandlung der Zellstoff- und Papierherstellung. Die aus der Literatur stammenden Daten beziehen sich sowohl auf Papierschlamm aus zellstoffverarbeitenden Anlagen als auch aus altpapieraufbereitenden Anlagen (Tabelle 4).

Tabelle 4 Zusammensetzung Papierschlamm

Parameter	Einheit	Median	Min.	Max.	n	Quelle
Wassergehalt	% FM	57,3	50	85	5	ECN PHYLLIS (2012), SELL N.J. und MCINTOSCH T. (1988), SIMPSON et al., (1983)
Aschegehalt	% TM	32,7	12	55	9	
TOC	% TM	43,4	24	51	7	
Heizwert	MJ/kg TM	13,5	7	16	7	
Schwermetalle						
Cadmium	mg/kg TM	1,2	0,1	2	8	ECN PHYLLIS (2012), SELL N.J. und MCINTOSCH T. (1988), SIMPSON et al., (1983)
Chrom	mg/kg TM	19,5	10	30	5	
Kupfer	mg/kg TM	59,5	14	120	8	
Nickel	mg/kg TM	18,7	2,3	8,9	8	
Blei	mg/kg TM	31	6	92	9	
Zink	mg/kg TM	92	39	798	9	
Quecksilber	mg/kg TM	0,22	0,05	0,7	5	

2.5 Klärschlamm

In dieser Arbeit wird Klärschlamm des Entsorgungsunternehmens aus der kommunalen Abwasserbehandlung betrachtet. Die aus der Literatur bezogenen Werte beziehen sich ebenfalls auf Klärschlämme aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5 Zusammensetzung Klärschlamm

Parameter	Einheit	Median	Min.	Max.	n	Quelle
Wassergehalt	% FM	67,02	47,67	94,57	54	ECN PHYLLIS (2012), ULRICH (1995), OLIVA et al. (2009)
Aschegehalt	% TM	42,3	36,4	50	13	
TOC	% TM	30,05	26,51	39,36	11	
Heizwert	MJ/kg TM	12,1	7,5	18,5	17	ECN PHYLLIS (2012), WANG et al. (2012)
Schwermetalle						
Cadmium	mg/kg TM	1,2	0,3	3,3	83	ECN PHYLLIS (2012), OLIVA et al. (2009), ULRICH (1995)
Chrom	mg/kg TM	43,4	5,8	236,3	85	
Kupfer	mg/kg TS	197,1	51,6	622,9	85	
Nickel	mg/kg TM	27,7	5,1	133	85	
Blei	mg/kg TM	53,8	11,4	582,8	85	
Zink	mg/kg TM	809,5	86,7	1948	85	
Quecksilber	mg/kg TM	1	0,3	1,6	84	

2.6 Holz behandelt

Die nach Angaben des Entsorgers definierte Abfallfraktion Altholz bezieht sich vor allem auf Altholz behandelt und wird dementsprechend mit Hilfe von Literaturdaten beschrieben (siehe Tabelle 6).

Tabelle 6 Zusammensetzung Holz behandelt

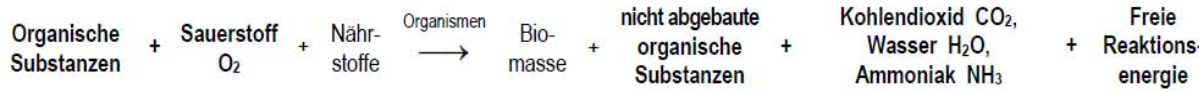
Parameter	Einheit	Median	Min.	Max.	N	Quelle
Wassergehalt	% FM	16	1,4	30	6	ECN PHYLLIS, 2012; IEABCC, 2012; VOGT et al., 2002
Aschegehalt	% TM	0,6	0,3	1,7	7	
TOC	% TM	51,2	48,9	53,5	8	
Heizwert	MJ/kg TM	18,9	15,9	20,8	67	
Schwermetalle						
Cadmium	mg/kg TS	0,2	0,1	2	5	ECN PHYLLIS, 2012; IEABCC, 2012; VOGT et al., 2002
Chrom	mg/kg TS	12,3	2	30	6	
Kupfer	mg/kg TS	4,5	2,4	20	6	
Nickel	mg/kg TS	3	1,4	6,7	5	
Blei	mg/kg TS	2,9	0,5	30	6	
Zink	mg/kg TS	50	14	52	5	
Quecksilber	mg/kg TS	0,03	0,01	0,4	4	

3. Beschreibung der Verwertungsverfahren

Für die Verwertung bzw. Behandlung der biogenen Abfälle werden die Technologien Kompostierung, Vergärung, Pyrolyse und Hydrothermale Carbonisierung (HTC) betrachtet. Dieses Kapitel soll einen kurzen Überblick über die Verfahrensprozesse geben.

3.1 Kompostierung

„Die Kompostierung ist ein biologisches Verfahren zur Umwandlung organischer Abfälle in ein Bodenverbesserungsmittel unter aeroben Bedingungen“ (CUHLS et al., 2008). Allgemein können die aeroben Abbau- und Umbauprozesse organischer Substanz durch folgende Gleichung beschrieben werden (TCHOBANOGLOUS et al., 1993):



Der Abbau und Umbau der organischen Substanz erfolgt durch Mikroorganismen wie Bakterien, Pilze, Actinomyceten, welche im Ausgangsmaterial enthalten sind. Während des Prozesses wird Energie als Wärme freigesetzt und die Temperatur im Kompost wird erhöht. Dabei wird so viel Wärmeenergie frei, dass ein Teil des enthaltenen Wassers verdampft. Durch das Erhitzen werden Unkrautsamen und schädliche Mikroorganismen abgetötet, dieser Vorgang wird als Hygenisierung bezeichnet (CUHLS et al., 2008). Energetisch wird die entstehende Wärme bei der offenen und geschlossenen Kompostierung nicht genutzt (LAMPERT et al., 2011). Des Weiteren unterliegen die Inhaltsstoffe Kalium, Phosphor, Magnesium, Calcium sowie Schwermetalle keinem Umwandlungsprozess, der einen Austrag zur Folge hätte (VOGT et al., 2002). Diese Stoffe verbleiben somit im Kompost.

Wesentlich bei den Emissionen in die Luft sind Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen. Kohlenstoff entweicht fast ausschließlich als CO_2, ein kleinerer Teil als Methan. Stickstoff wird vor allem als NH_3 freigesetzt, in kleinen Mengen auch als N_2O und Stickstoffgas. Die Art der emittierten Verbindungen sowie die Mengenverteilung hängt vor allem von den Aktivitäten der Mikroorganismen und von verfahrensabhängigen Parametern wie pH-Wert, Wassergehalt, Belüftungsrate etc. ab (VOGT et al., 2002).

Bei der Kompostierung werden drei Phasen unterschieden (CUHLS et al., 2008):

- In der Anlaufphase, welche 12 bis 24 Stunden dauert, wird die Temperatur des Materials auf ca. 45 °C durch mesophile Mikroorganismen erhöht.
- In der 2. Phase erfolgt eine Erhitzung auf bis zu 75 °C durch thermophile Mikroorganismen (Hygenisierung). Die Dauer dieser Phase hängt vom Kompostierungsverfahren ab.
- Abschließend, in der 3. Phase, kommt es zu einer Abkühlung des Materials und die mesophilen Mikroorganismen nehmen wieder zu.

Das Kompostierungsverfahren gliedert sich in Hauptrotte und Nachrotte. Die Hauptrotte (Intensivrotte) dauert meist 2 bis 3 Wochen und bildet als Hauptphase der Kompostierung die thermophile Phase des mikrobiellen Ab- bzw. Umbaus

organischer Substanz mit hohem Sauerstoffbedarf. Die Nachrotte ist die weitere Rotte nach der Haupt- bzw. Intensivrotte, welche 8-12 Wochen dauert. In dieser Phase sinkt die Temperatur wieder ab, und der Sauerstoffverbrauch geht zurück. In der anschließenden Nachrotte (Reife) kommt es zum Aufbau stabiler Huminstofffraktionen und Tonmineralhumuskomplexe, welche die Pflanzenverträglichkeit erhöhen (BINNER, 2012).

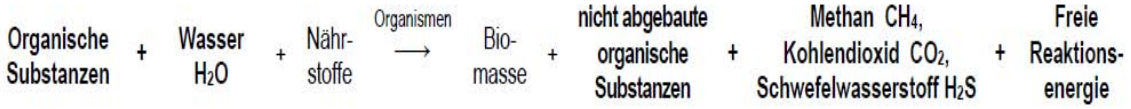
Die Kompostierung kann entweder geschlossen mit Zwangsbelüftung und Abluftreinigung durch Biofilter bzw. biologische oder saure Wäscher (geschlossene Kompostierung) oder nicht geschlossen mit natürlicher oder technischer Belüftung stattfinden (offene Kompostierung). Bei der geschlossenen Kompostierung werden zum Beispiel folgende Rottesysteme angewendet: Tafelmieten bzw. Intensivrotte in Rottecontainer, -boxen oder -tunnel. Bei der offenen Kompostierung wird der zu kompostierende Abfall meist in Dreiecks- oder Trapezform aufgeschüttet.

In der anschließenden Nachrotte finden sich kaum große Unterschiede zwischen den einzelnen Verfahren. Sie erfolgt meistens durch offene Trapez- oder Tafelmietenkompostierung (VOGT et al., 2002).

Wesentliche Unterschiede zwischen der offenen und geschlossenen Kompostierung liegen im Energiebedarf (geringerer Aufwand bei offenen Systemen) und bei Emissionen in die Luft (Möglichkeiten der Abluftreinigung bei der geschlossenen Kompostierung), was in dieser Arbeit berücksichtigt wird. EDELMANN und SCHLEISS (2001) nehmen an, dass die Qualität des fertigen Komposts bei optimaler Durchführung und bei gleichem Inputmaterial keine großen Unterschiede zwischen den Verfahren aufweist.

3.2 Vergärung

Bei der Vergärung handelt es sich um die Umwandlung organischer Substanz zu Methan und Kohlendioxid durch die Aktivität von anaeroben Mikroorganismen (VOGT et al., 2002). Allgemein können die anaeroben Abbau- und Umbauprozesse organischer Substanzen nach TCHOBANOGLOUS et al. (1993) durch folgende Gleichung beschrieben werden:



Die Umwandlung erfolgt in folgenden Schritten (VOGT et al., 2002):

- *Hydrolyse:* Im ersten Abbauschritt werden polymere organische Verbindungen wie Kohlenhydrate, Proteine und Fette in wasserlösliche Komponenten transformiert, z.B. Aminosäuren, Glukose und Fettsäuren.
- *Säurebildungsphase:* Im weiteren Schritt werden diese Verbindungen durch die Aktivität von säurebildenden Mikroorganismen in organische Säuren (z.B. Propion-, Butyl- und Milchsäure) und Alkohol umgewandelt. Um optimale Bedingungen in dieser Phase zu erhalten, sind Temperaturen von ca. 30 °C und ein pH-Wert von ca. 6 erforderlich. Hier kann es zur Bildung von Schwefelwasserstoff und Ammoniak kommen.

- *Methanisierung:* Anschließend werden im letzten Schritt die organischen Säuren und Alkohol von anaeroben, methanbildenden Bakterien zu Essigsäure, Wasserstoff und Kohlendioxid abgebaut. Als Nebenprodukte wird auch Schwefelwasserstoff gebildet. Optimale Bedingungen in dieser Phase sind ein pH-Wert von 7 und Temperaturen zwischen 35-45 °C bei der mesophilen und 55-60 °C bei der thermophilen Vergärung. Es gibt aber auch Mikroorganismen, die das Ausgangsmaterial direkt in Essigsäure, Wasserstoff und Kohlendioxid umwandeln.

Ziel der Vergärung ist die Gewinnung von Biogas (Methan, Kohlendioxid) und die Stabilisierung des Feststoffes (Gärrest).

Während der Vergärung wird ein Großteil der in der organischen Substanz enthaltenen Energie in Biogas umgewandelt. Das entstehende Biogas besteht vor allem aus CO_2 (25-50 Vol.-%) und CH_4 (50-75 Vol.-%) und kann aufgrund des Methangehaltes energetisch genutzt werden (M. KERN et al., 2010). Neben der direkten Verwertung z.B. im Blockheizkraftwerk (BHKW) kann das Biogas auch aufbereitet (Biomethan) und als Substitut für Erdgas in das öffentliche Erdgasnetz eingespeist werden.

Der Rest der organischen Masse, der nicht in Biogas umgewandelt wird, verbleibt im Gärrest, zum Beispiel die im Inputmaterial enthaltenen Nährstoffe wie Stickstoff, Phosphor oder Kalium. Der Gärrest kann je nach Verfahren und Ausgangsmaterial als stabilisierter Flüssigdünger direkt auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden, oder muss bei entsprechender Belastung nachbehandelt werden. Zur Nachbehandlung wird der Gärrest einer Entwässerung durch eine Feststoffabtrennung unterzogen. Weitere Nachbehandlungsschritte werden in Kapitel 11.4 dargestellt.

Die verschiedenen Vergärungsverfahren lassen sich nach VOGT et al. (2002) anhand folgender Parameter unterscheiden:

- Prozessführung: einstufig/zweistufig
- Wassergehalt des Inputmaterials: Trocken-/Nassvergärung
- Betriebstemperatur: mesophil/thermophil

Des Weiteren kann in Bezug auf die Gärbehälterbeschickung zwischen kontinuierlicher und diskontinuierlicher Beschickung (Batch-Verfahren) unterschieden werden (CUHLS et al., 2008).

In einer einstufigen Anlage erfolgt der gesamte Vergärungsprozess in einem Fermenter. Die Prozessführung ist dadurch einfacher gestaltet und verursacht weniger Energieaufwand. Jedoch weist dieses Verfahren eine geringere Effizienz aufgrund geringerer Abbaurate und produzierter Biogasmenge auf. In einer zweistufigen Anlage findet die Hydrolyse und Methanisierung räumlich getrennt statt. Dadurch können vor allem für die methanbildenden Bakterien optimale Lebensbedingungen geschaffen werden. Dies erhöht zwar die Abbaurate und vermindert die Verweilzeit, die Prozessführung wird aber komplexer und energieaufwendiger (VOGT et al., 2002).

Abhängig vom Wassergehalt (WG) des Inputmaterials wird zwischen Nass- und Trockenvergärung unterschieden. Bei der Nassvergärung soll das Substrat

mindestens einen WG von 85 % FM und bei der Trockenvergärung einen WG zwischen 70-85 % FM aufweisen (CUHLS et al., 2008). VOGT et al. (2002) geben an, dass ein WG zwischen 60-70 % FM für die Trockenvergärung auch geeignet ist. Durch den geringeren Wasseranteil bei der Trockenvergärung wird ein geringeres Reaktorvolumen benötigt. Zudem fallen bei der Entwässerung geringere Abwassermengen an. Allerdings hat die Nassvergärung den Vorteil, dass aufgrund des höheren Wassergehaltes das Substrat pumpfähig ist und eine gute Homogenisierung ermöglicht wird (CUHLS et al., 2008).

Mesophile und thermophile Vergärungsanlagen unterscheiden sich in der Betriebstemperatur. Eine mesophile Vergärung findet bei Temperaturbereichen zwischen 30-40 °C und eine thermophile zwischen 50-60 °C statt. Eine thermophile Betriebsweise wirkt sich günstiger in Hinblick auf die Hygienisierung, die Abbaurate und Biogasmenge aus. Demgegenüber wird aber Biogas mit geringerem Methangehalt produziert. Zudem ist diese Betriebsweise anfälliger gegenüber toxischen Substanzen (VOGT et al., 2002).

In weiterer Folge werden innerhalb dieser Arbeit eine thermophile Trockenvergärung und eine mesophile Nassvergärung betrachtet. Das entspricht den in Österreich und Deutschland derzeit hauptsächlich betriebenen Vergärungsanlagen (LAMPERT et al., 2011; VOGT et al., 2002).

3.3 Hydrothermale Carbonisierung

„Unter Hydrothermaler Carbonisierung (HTC) kann die Verkohlung organischer Materialien in wässriger Phase unter erhöhten Temperaturen und Drücken verstanden werden“ (RAMKE et al., 2010). Demzufolge wird unter Druck und Hitze der Kohlenstoff aus der Biomasse gelöst und dadurch eine Braunkohle ähnliche Kohle produziert.

Dieser Prozess kommt der natürlichen Inkohlung sehr nahe. Die Entstehung im natürlichen Verlauf von Torf oder Kohle nimmt einen Zeitraum von hunderten (Torf) bis Millionen Jahren ein. Mit Hilfe der Hydrothermalen Carbonisierung wird versucht, dies in kurzer Zeit zu erreichen. Die ersten wissenschaftlichen Untersuchungen wurden bereits 1913 von Bergius und Specht durchgeführt, die eine Hydrothermale Transformation von Cellulose in kohleartige Materialien beschrieben. Weitere systematische Untersuchungen wurden von Berl und Schmidt 1932 durchgeführt. Dabei wurden unterschiedliche Biomassen bei Temperaturen zwischen 150-350 °C eingesetzt (ANTONIETTE und TITRICI, 2009).

Demzufolge ist diese Technologie zwar nicht neu, dennoch gibt es noch wenige Anwendungsbeispiele, insbesondere im Industriemaßstab. Derzeit steht die erste weltweit kommerziell geführte Anlage in Relzow bei Anklam, Deutschland. Zurzeit umfasst diese eine Kapazität von 6.000 t FM Input pro Jahr, welche in den nächsten Jahren auf 50.000 t FM Input pro Jahr ausgebaut werden soll (S. NEUMANN, 2013).

Bei der HTC wird Biomasse mit Wasser in einem geschlossenen Druckbehältnis bei Temperaturen zwischen 180 und 200 °C über einen Zeitraum von mehreren Stunden thermisch behandelt. Dabei wird ein Druck von 10 bis 20 bar erzeugt. Während der Carbonisierung werden organische Säuren abgespalten, welche saure Verhältnisse im Bereich von pH 3 bis 6 im Reaktor verursachen (KRAUSE, 2010).

Ziel der HTC ist eine Gewinnung einer Braunkohle ähnlichen HTC Kohle, welche mit ca. 40-50 % FM das Hauptprodukt darstellt. Als Nebenprodukt fällt Prozesswasser an, welches ca. 30-40 % FM der Outputmenge ausmacht und organische Verbindungen enthält. Ein Teil, ca. 10-20 % FM, ist gasförmig und besteht hauptsächlich aus CO_2 sowie zusätzlich CO, CH_4 und Spuren von H_2 (KRAUSE, 2010).

Zudem ist die HTC ein exothermer Prozess, d.h. ein Teil der in der Biomasse gebundenen Energie wird als Wärme freigesetzt. Demnach wird für den Betrieb einer Anlage bei guter Prozessführung nur minimale bis keine zusätzliche Energie benötigt (ESCALA et al., 2010).

Verfahrensbeschreibung

Da derzeit nur wenige HTC Anlagen am Markt sind, wird im Folgenden das Verfahrensprinzip anhand der HTC Anlage der Firma AVA CO2 beschrieben, das in Abbildung 1 dargestellt ist. Das HTC-Verfahren der AVA CO2 wird in einem diskontinuierlichen Prozess (Batch-Verfahren) geführt, d.h. das Inputmaterial wird in den HTC-Reaktor eingebracht, behandelt und wieder ausgebracht. Die Anlage ist modular aufgebaut. Dadurch kann diese je nach Bedarf durch zusätzliche HTC-Reaktoren erweitert werden (Multi-Batch).

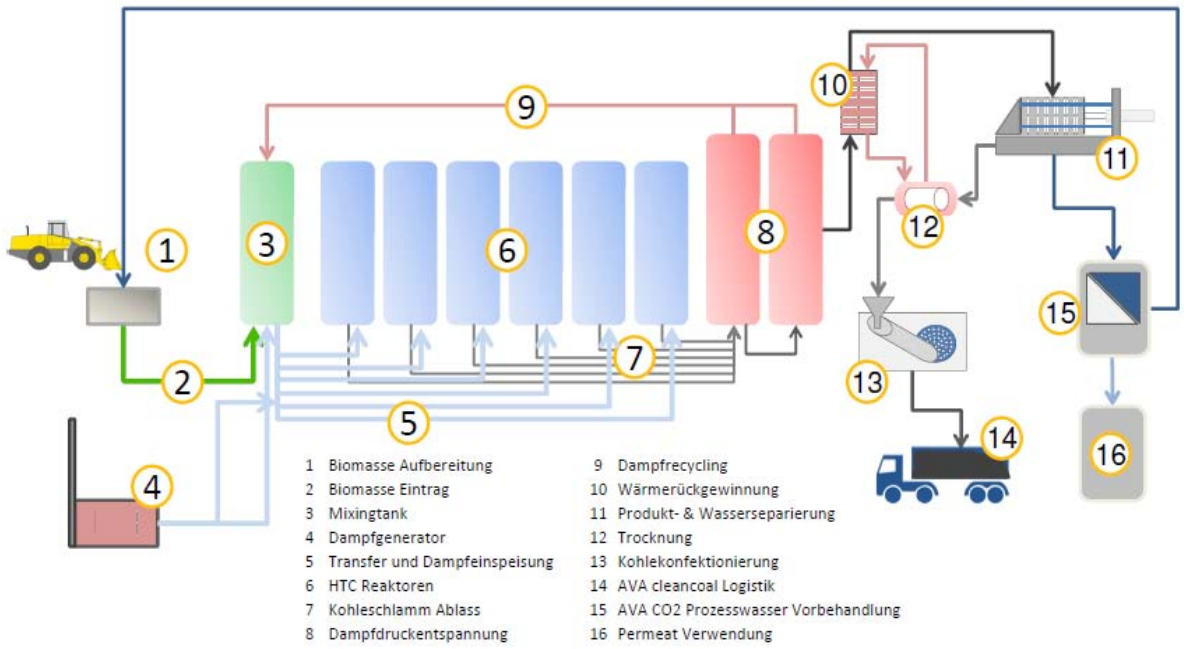


Abbildung 1 HTC-Verfahrenstechnik (AVA CO2, 2013)

Im ersten Schritt muss das Inputmaterial so aufbereitet bzw. konditioniert werden, dass es für den HTC-Prozess und für die Anlage geeignet ist. Es soll vor allem kunststoff- und sandfrei sein und auf kleiner als 3 cm gesiebt werden. Sand wirkt abrasiv und ist deshalb problematisch für die Anlage. Die Abtrennung von Sand kann nach S. NEUMANN (2013) mittels Hydrozyklon (Fliehkraftabscheider) erfolgen.

Das aufbereitete Substrat wird im sogenannten Mixingtank mit Dampf eingebracht, wo es auf einen optimalen Wassergehalt von ca. 75 % FM eingestellt wird. Hier verweilt es 20 Minuten bis zur einer Stunde bei 16 bar. Danach wird das

Inputmaterial in die einzelnen HTC-Reaktoren gepumpt und dort bis zu 6 Stunden bei 230 °C und 27 bar carbonisiert. Nach jedem Batch wird der so genannte gebildete Kohleschlamm in den Dampfrecycling-Tank (Dampfdruckentspannung) transferiert. Dabei wird der Dampf abgelassen, welcher wieder in den Mixing Tank rückgeführt wird (Dampfrecycling). Ein Teil des Dampfes bleibt jedoch zurück, kondensiert und wird somit im Kohleschlamm mitgeführt. In weiterer Folge wird Wärme durch einen Wärmetauscher aus dem Kohleschlamm rückgewonnen. Danach folgt eine Fest-Flüssig-Trennung des Kohleschlammes. Über eine Kammerfilterpresse wird die HTC-Kohle vom Prozesswasser getrennt, wobei ein WG von 30 % FM für die HTC-Kohle erreicht werden kann.

Die entstandene Kohle kann grundsätzlich direkt als Brennstoff eingesetzt werden, wobei je nach geforderten Eigenschaften eine weitere Trocknung notwendig sein kann. Dabei wird die HTC-Kohle auf eine Restfeuchte von 5 % FM getrocknet. Das Endprodukt Kohle mit einer Partikelgröße von 1-20 µm ist staubförmig und in seiner Zusammensetzung und seinen Eigenschaften mit jenem von Braunkohlestaub vergleichbar (S. NEUMANN, 2013).

Das Prozesswasser kann je nach eingesetzter Abfallfraktion zu einem großen Teil im System rückgeführt werden. Nach Angaben der Firma AVA CO2 kann 50-90 % des Prozesswassers wiederverwendet werden. Bei Biomasse mit hohem Wasseranteil kann nur wenig Prozesswasser rückgeführt werden, während bei Biomasse mit niedrigem Wassergehalt bis zu 90 % des Prozesswassers im Kreislauf geführt werden kann. Allerdings muss bei trockenem Substrat mehr Frischwasser in Form von Dampf hinzugefügt werden, welches jedoch aufgrund der Prozessführung (Dampfrecycling) recycelt werden kann. Im Prozesswasser befinden sich je nach Inputmaterial zwischen 5-18 % TM des ursprünglich in der Biomasse enthaltenen Kohlestoffes (AVA-CO2, 2013).

Überschüssiges Prozesswassers (Abwasser) muss aufbereitet werden. Als Vorbehandlung kommt nach AVA-CO2 eine 2- bis 3-stufige Filtrationsanlage (Membranfiltration) in Frage. Das Retentat aus der Membranfiltration kann wieder im Prozess eingesetzt werden. Das Permeat kann auch wieder rückgeführt oder in eine Kläranlage eingeleitet werden. Nach S. NEUMANN (2013) könnte das Abwasser (Permeat) nach einer zusätzlichen Behandlung durch Umkehrosmose in einen Vorfluter eingeleitet werden.

3.4 Pyrolyse

„Die Pyrolyse ist ein thermochemischer Prozess, in dem organisches Material unter Sauerstoffmangel in kohlenstoffreichen Feststoff und flüchtige Bestandteile umgewandelt wird“ (BROWNSORT, 2009). Drei mögliche Produkte entstehen: Pflanzenkohle, Pyrolysegas und Pyrolyseöl. Ihre Outputmenge ist von Parametern wie Betriebstemperatur, Verweilzeit und Zusammensetzung des Inputmaterials abhängig (S. KERN, 2010).

Abbildung 2 zeigt, dass mit steigender Temperatur die Menge an Pyrolysegas erhöht wird und sich die Pflanzenkohleausbeute geringfügig vermindert. Die Outputmenge an Pyrolyseöl geht allerdings erheblich zurück, da es bei höheren Temperaturen vergast (S. KERN, 2010). Bei einer Temperatur von 600 °C entstehen z.B. aus dem Inputmaterial Stroh ca. 35 % FM Pflanzenkohle, ca. 60 % FM Pyrolysegas und weniger als 5% FM Pyrolyseöl.

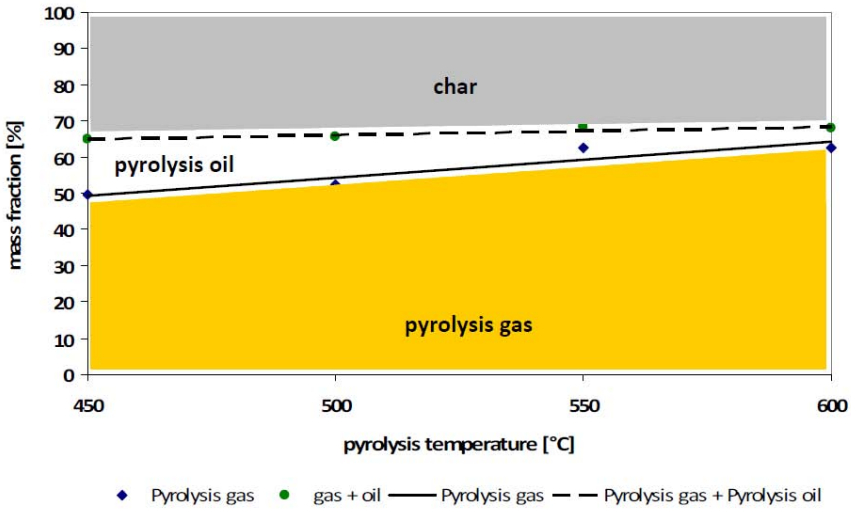


Abbildung 2 Massenausbeute in Abhängigkeit der Temperatur für Stroh (S. KERN, 2010)

Es gibt zwei grundlegende Arten der Pyrolyse, die Slow-Pyrolyse und die Flash-Pyrolyse. Die Slow-Pyrolyse wird für die Herstellung von Kohle verwendet, welche durch niedrigere Prozesstemperaturen und längere Verweilzeiten begünstigt wird. Der Hauptzweck einer Flash-Pyrolyse ist die Gewinnung von Pyrolyseöl. Die Verweilzeit der Biomasse in diesem Verfahren ist sehr kurz, normalerweise kürzer als eine Sekunde. Nach der Pyrolyse werden die Dämpfe abgekühlt und kondensiert, dabei entsteht das Pyrolyseöl (S. KERN, 2010).

Verfahrensbeschreibung

Da noch wenige Pyrolyse-Anlagen für die Herstellung von Pflanzenkohle aus biogenen Abfällen konzipiert bzw. umgesetzt wurden, wird im Folgenden das Verfahrensprinzip anhand der Anlage der Firma PYREG beschrieben, deren Verfahrensablauf in Abbildung 3 dargestellt ist.

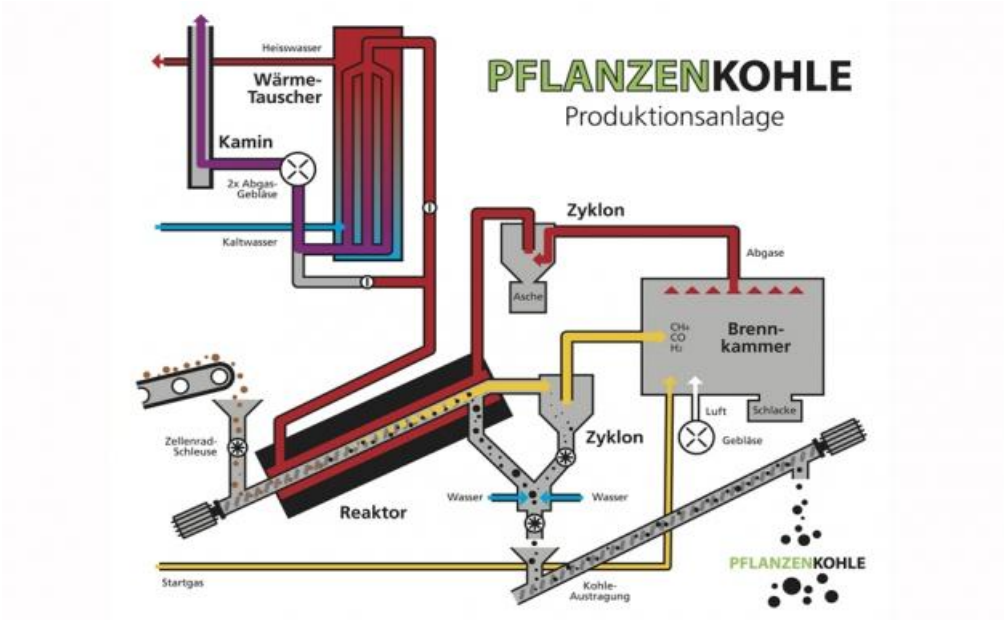


Abbildung 3 Pyrolyseanlage zur Herstellung von Pflanzenkohle (DUNST, 2012)

Demzufolge wird das Inputmaterial nach einer entsprechenden Aufbereitung und Trocknung mit einer Schnecke in den Pyrolyse-Reaktor befördert (DUNST, 2012). Das Material wird dort sofort auf 700 °C erhitzt und auf Grund des Sauerstoffmangels nicht verbrannt sondern verkohlt. Nach dem Pyrolysereaktor wird die Kohle ausgetragen, bzw. die im Pyrolysegas verbliebene Kohle in einem nachgeschalteten Zyklus abgeschieden. Das Pyrolysegas wird in die Brennkammer weitergeleitet. Hier wird es bei 1.000 °C nahezu vollständig verbrannt. Zum Anwärmen der Brennkammer (ca. 0,5-1 h) und bei Inbetriebnahme der Anlage ist der Einsatz von Flüssiggas notwendig. Die durch die Verbrennung des Pyrolysegases gewonnene Wärme wird zur Beheizung des Reaktors benötigt. Dabei wird das heiße Abgas vor der Rückführung in den Reaktor mittels Zyklon von Aschepartikeln gereinigt. In einem nachgeschalteten Abgaswärmetauscher wird die verbliebene Wärme ausgekoppelt und kann für die Vortrocknung von Inputmaterialien bzw. zur Beheizung von nahegelegenen Gebäuden verwendet werden. Die entstandene Pflanzenkohle wird nach Durchlaufen einer Zellenradschleuse über eine Förderschnecke in einen Bunker transportiert, wo es für die weitere Verwendung gelagert werden kann (PYREG, 2013). Laut Angaben des Anlagenbetreibers (DUNST, 2012) fällt während des Prozesses Schlacke aus der Brennkammer an, welche durch optimale Prozessführung sehr gering gehalten bzw. nahezu vermieden werden kann.

4. Treibhausgasemissionen und andere ökologisch relevante Luftemissionen

Die wichtigsten in den betrachteten Verfahren auftretenden Treibhausgasemissionen sind Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O). Das durch den Abbau von organischer Substanz verursachte CO_2 wird als nicht klimawirksam betrachtet, da es zuvor durch Photosynthese aus der Atmosphäre entnommen und in Biomasse umgewandelt wurde. Das gebildete Kohlendioxid aus einer nachwachsenden Ressource kann somit auch als „klimaneutral“ bezeichnet werden (LECHNER et al., 2005).

Des Weiteren wird das Vorkommen von Ammoniak untersucht, welches als indirekt wirkendes Treibhausgas gilt. Es wird deshalb als indirekt bezeichnet, weil durch Umwandlungsprozesse in der Atmosphäre ca. 1 % des NH_3 zu Lachgas wird. Dieses Lachgas ist wiederum klimawirksam und wird deshalb dem Ammoniak zugeschrieben (SPRINGER, 2009).

Die klimarelevanten Emissionen unterscheiden sich aufgrund ihres Treibhauspotenzials. Im Vergleich zu CO_2 im Zeitraum von 100 Jahren ist Methan um 25-mal, Lachgas um 298-mal und Ammoniak um 2,98-mal klimawirksamer (IPCC, 2007).

Als ökologisch relevante Emissionen werden folgende Schadstoffe in der Luft definiert (Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002):

1. Staubförmige Emissionen
2. Organische Verbindungen (C_{org})
3. Chlorwasserstoff (HCl)
4. Fluorwasserstoff (HF)
5. Schwefeldioxid (SO_2)
6. Stickstoffoxide (NO und NO_2)
7. Kohlenstoffmonoxid (CO)
8. Schwermetalle (Hg, Pb, Cr, Cu, Ni, ect.)
9. Dioxine und Furane (PCDD/PCDF – Polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine/ Dibenzofurane
10. Polychlorierte Biphenyle (PCB)
11. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Diese werden in weiterer Folge bei der Erhebung von Emission in die Luft aus dem Verwertungsprozess berücksichtigt.

5. Sachbilanz

Die Vorgangsweise der Erstellung von Sachbilanzen erfolgt unter Anlehnung an Kriterien zur Erstellung von Ökobilanzen (ISO 14040). Die Ökobilanz ist eine Methode um Umweltaspekte und -auswirkungen von Produktsystemen zu analysieren. Sie beinhaltet folgende Schritte:

- Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens
- Erstellung einer Sach- und Wirkungsbilanz
- Wirkungsabschätzung
- Auswertung und Interpretation

Laut dem internationalen Standard ISO 14040 (2006) wird die Sachbilanz als „Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktes im Verlauf seines Lebensweges verfasst“ definiert (ISO 14040, 2006 zit. bei KLÖPFFER und GRAHL, 2009, S.63).

Bilanziert werden nach KLÖPFFER und GRAHL (2009) auf der Inputseite Material- und Energieströme, Inputs wie Wasser, Luft, notwendige Flächen und Hilfs- und Betriebsstoffe. Auf der Outputseite werden die erwünschten Produkte und mit der Produktion verbundene Outputflüsse, wie Rückstände bzw. Abfälle, Abwasser sowie Emissionen in Luft, Wasser und Boden, betrachtet.

Das Herzstück einer Sachbilanz ist eine Materialfluss- und Energieanalyse, die auf folgenden naturwissenschaftlichen Grundsätzen beruht (HUNT et al., 1992 zit. bei KLÖPFFER und GRAHL, 2009):

1. Gesetz von der Erhaltung der Masse
2. Gesetz von der Erhaltung der Energie (1. Hauptsatz der Thermodynamik)
3. Prinzip der Vermehrung der Entropie (2. Hauptsatz der Thermodynamik)
4. Gesetz der Stöchiometrie

Für die Energieanalyse ist vor allem die Endenergie interessant, welche vom Verbraucher (Industrie, private Konsumenten/innen, usw.) in Form von Strom, Wärme und Treibstoff gekauft wird (KLÖPFFER und GRAHL, 2009).

5.1 Festlegung des Untersuchungsrahmens

Die untersuchten Prozesse beginnen bei der Aufbereitung des Abfalles und enden mit dem Verwertungsprozess. Der Transport und die Anwendung von Produkten, wie Kompost, Biokohle usw. werden nicht berücksichtigt. Nach HERMANN (2010) beschreibt dieser definierte Untersuchungsrahmen eine Betriebsökobilanz (engl. gate-to-gate). Dabei wird das Unternehmen, in diesem Fall die Behandlungsanlage, als Black Box betrachtet und die Input- und Outputströme erfasst und dokumentiert. Die Systemgrenzen werden in Abbildung 4 dargestellt.

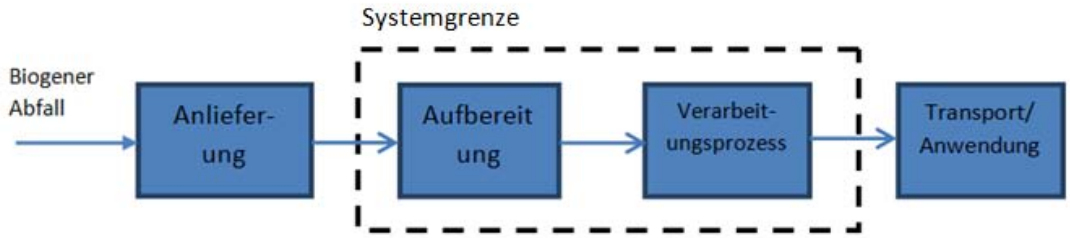


Abbildung 4 Festlegung des Untersuchungsrahmen (gate-to-gate)

Üblicherweise wird bei der Lebenszyklusbetrachtung der gesamte Lebensweg, also von der Wiege bis zur Bahre, betrachtet. In dieser Arbeit beginnt die Bilanz mit der Übernahme des Abfalles bei der Behandlungsanlage. Es wird angenommen, dass sich die Sammlung der separat erfassten Abfälle sowie der Transport zu den Anlagen bei allen Verwertungsoptionen gleich verhalten. Für einen Vergleich der unterschiedlichen Varianten kann dieser Aufwand daher in der Betrachtung vernachlässigt werden (VOGT et al., 2002; EDELMANN und SCHLEISS, 2001).

Nicht betrachtet werden Kapitalgüter, die Herstellung von Maschinen bzw. der Abfallbehandlungsanlage, Öle, Schmiermittel und sonstige Hilfs- und Betriebsstoffe. Bilanziert wird nur der Einsatz von Treibstoff.

5.2 Funktionelle Einheit

„Zweck der funktionellen Einheit ist es, die mit dem Produktsystem gelieferte Dienstleistung zu quantifizieren“ (DIN, 2001, S.8). In dieser Arbeit handelt es sich um Abfallprodukte, bei denen in erster Linie der Entsorgungs- bzw. Verwertungsaspekt und nicht die Leistung der entstandenen Produkte im Vordergrund steht. Deshalb wird als funktionelle Einheit **die Behandlung von einer Tonne Feuchtmasse (FM) Abfall** definiert.

5.3 Formulierung der Vergleichsoptionen

Für die sechs ausgewählten Abfallarten (siehe Kapitel 2) wurden im Rahmen einer parallel laufenden Masterarbeit (DILBER 2013) mögliche Behandlungsoptionen, wie Kompostierung, Vergärung, Pyrolyse und Hydrothermale Carbonisierung (HTC), aufgezeigt. Diese Ergebnisse werden für die Bilanzierung als Vergleichsoptionen herangezogen.

Tabelle 7 listet die untersuchten Verfahrensmöglichkeiten der einzelnen betrachteten Abfallarten nach DILBER (2013) auf. Als Beurteilungsgrundlage wurden die Grenzwerte für Kompost A+, die empfohlenen Grenzwerte der Pflanzenkohle Premium nach Ithaka-Institut und die möglichen Hemmkonzentrationen für einen optimalen mikrobiellen Prozess bei der Biogasgewinnung herangezogen.

Tabelle 7 Auswahl geeigneter Behandlungsverfahren für die betrachteten Abfallarten (DILBER, 2013)

Input/Verfahren	Kompostierung	Vergärung	HTC	Pyrolyse
Papierschlamm	-	-	/	/
Klärschlamm	/	/	/	/
Bioabfall	+	+	+	~
Küchen- und Speiseabfall	~	+	+	~
Grünschnitt	+	-	+	+
Holz behandelt	-	-	-	+

Zeichenerklärung zu Tabelle 20:

+…Abfallart aufgrund der Zusammensetzung und der Schwermetallgehalte für das Verfahren geeignet

/…Abfallart für den Prozess im Verfahren geeignet, nur überschreiten die Schwermetallgehalte die festgelegten Grenzwerte für Kompost A+, Pflanzenkohle Premium bzw. Hemmkonzentrationen für einen optimalen mikrobiellen Prozess bei der Biogasgewinnung

~... Abfallart für den Prozess geeignet, nur überschreitet der Wassergehalt die geforderten Werte

-…Abfallart für den Prozess aufgrund der Zusammensetzung ungeeignet

Demzufolge kommen für die Kompostierung Bioabfall und Grünschnitt in Frage. Küchen- und Speiseabfall weisen einen zu hohen Wassergehalt auf. Die Kompostierung von Klärschlamm wäre theoretisch möglich und wird auch in der Praxis durchgeführt, allerdings würde der fertige Kompost aufgrund des Schwermetallgehalts die Grenzwerte eines Güteklasse A+ Komposts überschreiten und wird deshalb in dieser Arbeit nicht weiter betrachtet.

Für die Behandlung in einer Vergärungsanlage können die Inputmaterialien Bioabfall sowie Küchen- und Speiseabfall eingesetzt werden. Auch hier wäre prinzipiell Klärschlamm als Substrat möglich, nur überschreitet der Schwermetallgehalt für Zink den Wert um einen optimalen Verfahrensablauf zu gewährleisten. Holz, Grünschnitt und Papierschlamm erweisen sich als nicht sinnvoll, da ligninreiche Abfälle unter anaeroben Milieubedingungen nicht abgebaut werden (DILBER, 2013).

Als Input für die HTC-Anlage (Hydrothermale Carbonisierung) kommen alle ausgewählten Abfallarten außer behandeltes Holz in Frage, da es einen zu niedrigen Wassergehalt aufweist und aufgrund der Konsistenz nicht für dieses Verwertungsverfahren geeignet ist. Bei Papierschlamm und Klärschlamm als Substrat wird aber berücksichtigt, dass die Schwermetallgehalte die Grenzwerte für „Pflanzenkohle Premium“ überschreiten. Mit anderen Worten, die produzierte HTC-Kohle ist nicht für die Ausbringung auf landwirtschaftlichen Flächen, sondern nur für eine energetische Nutzung geeignet.

Für die Behandlung in einer Pyrolyse-Anlage werden in dieser Arbeit alle Abfallarten untersucht. Bei Bioabfall, Küchen- und Speiseabfall und Grünschnitt ist eine Vortrocknung aufgrund des hohen Wassergehalts notwendig. Eine landwirtschaftliche Ausbringung der Pflanzenkohle aus Papier- und Klärschlamm kommt aufgrund des Schwermetallgehalts nicht in Frage.

5.4 Materialkombinationen

Zusätzlich zu den Behandlungsoptionen werden mögliche Materialkombinationen untersucht, welche nach DILBER (2013) definiert wurden.

Die sechs ausgewählten Inputmaterialien als Monosubstrat zu führen ist aufgrund der Mengenangaben der österreichischen Entsorgungsfirma nicht möglich. Es ist zudem sinnvoll, aufgrund der Anforderungen, insbesondere bezogen auf den WG, Inputmaterialien in einem gewissen Verhältnis zu mischen. Unter diesen Aspekten empfiehlt DILBER (2013) folgende Mischungsverhältnisse für die ausgewählten Verwertungsverfahren, welche in Tabelle 8 dargestellt sind.

Tabelle 8 Optimierung der Materialeigenschaften durch Abfallkombinationen (DILBER, 2013)

Behandlungsverfahren	Mischungsverhältnis	WG % (FM)	TOC % (TM)
Kompostierung	60 % Bioabfall, 40 % Grünschnitt	52	51
Trockenvergärung und Nassvergärung	44 % Bioabfall, 13 % Küchen- und Speiseabfall 43 % Klärschlamm	65	42
HTC	Klärschlamm (bzw. mit Gärrest gemischt)	67	30
	58 % Bioabfall 18 % Grünschnitt 24 % Küchen- und Speiseabfall. –nur	59	51
Pyrolyse	12 % Papierschlamm 88 % Holz behandelt	17	49

Als sinnvolle Mischung für eine offene oder geschlossene Kompostierung erweist sich Bioabfall und Grünschnitt, da es hier zu keiner Überschreitung der Schwermetallgrenzwerte für Kompost A+ kommt. Aufgrund des benötigten Strukturmaterials wird das Verhältnis 40 % FM Grünschnitt und 60 % FM Bioabfall festgelegt. Durch die Kombination wird ein Wassergehalt von 52 % FM und ein TOC von 51 % TM erreicht.

Bei der Vergärung wird zwischen Trocken- und Nassfermentation unterschieden. Für die Behandlung in einer Trockenvergärung ist eine Inputmischung aus Bioabfall, Küchen- und Speiseabfällen und Klärschlamm die sinnvollste Variante. Bei ausreichender Zugabe von Frischwasser kann diese Mischung auch einer Nassvergärung zugeführt werden. Durch die Mischung entstehen ein Wassergehalt von 65 % FM und ein TOC-Wert von 42 % TM.

Für die Hydrothermale Carbonisierung wurden zwei Beispiele dargestellt. Einerseits ist es möglich, aufgrund der Mengen an biogenen Abfällen des Entsorgungsunternehmens Klärschlamm als Monosubstrat zu führen bzw. mit dem Gärrest zu mischen (siehe Kapitel 5.5). Andererseits wäre eine Mischung aus folgenden Fraktionen möglich: 58 % FM Bioabfall, 18 % FM Grünschnitt und 24 % FM Küchen- und Speiseabfall. Dabei wird ein Wassergehalt von ca. 59 % FM und ein TOC von 51 % TM erreicht. Wichtig ist zu erwähnen, dass DILBER (2013) aufgrund der Verfügbarkeit der Materialien bei Verfahrenskombinationen letztendlich die erste Variation empfiehlt.

Als sinnvolle Mischung für die Pyrolyseanlage kommt Holz behandelt und Papierschlamm in Frage. Durch die Zugabe von Holz wird der Wassergehalt soweit reduziert, dass eine Vortrocknung von Papierschlamm nicht mehr notwendig ist. Folgendes Mischverhältnis nach DILBER (2013) wird angenommen: 12 % FM Papierschlamm und 88% FM Holz behandelt. Dabei entstehen ein WG von 17 % FM und ein TOC-Gehalt von 49 % TM.

5.5 Verfahrenskombinationen

DILBER (2013) hat zudem basierend auf ihren Ergebnissen Verfahrenskombinationen vorgeschlagen, welche in dieser Arbeit detaillierter betrachtet werden. Für ausgewählte Produkte sowie Rückstände sind demnach folgende etablierte bzw. noch zu erforschende Behandlungswege möglich:

- Behandlung des Gärrestes in der Kompostierung (etabliert) oder HTC
- Behandlung des HTC-Prozesswassers in der Vergärung (Forschungsbedarf)
- Verwendung der Pyrolyse/HTC-Kohle in der Kompostierung (Forschungsbedarf)

Anstatt den Gärrest direkt auf dem Feld auszubringen, kann er in einer Kompostierungsanlage weiter behandelt werden. Dazu muss dieser aber vorher entwässert und mit Strukturmaterial angereichert werden.

Des Weiteren wird angenommen, dass der Gärrest ohne Entwässerung direkt in einer HTC-Anlage verwertet wird. Die daraus produzierte Kohle kann für die Bodenausbringung oder für energetische Zwecke genutzt werden. Das Prozesswasser aus der HTC-Anlage könnte wiederum in einer Vergärungsanlage behandelt werden und somit die Abwasserreinigung entlasten.

Zudem wird betrachtet, dass die Kohle aus der HTC und Pyrolyseanlage als Substrat im Kompostierungsprozess zugemischt oder direkt dem fertigen Produkt Kompost beigemischt wird. Diese Verfahrenskombination ist nur theoretisch möglich, da zurzeit lt. Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) Pflanzenkohle nicht als Zuschlagstoff oder Ausgangsmaterial erlaubt ist.

In den folgenden Kapiteln werden alle Input- und Outputströme basierend auf einer Massenbilanz für die ausgewählten Behandlungstechnologien und Kombinationen berechnet und beschrieben. Um nicht nur die Quantität sondern auch die Qualität der Produkte zu erheben, werden die Schwermetallflüsse genauer betrachtet. Außerdem wird für jedes Behandlungsverfahren der Energiebedarf auf Basis von Literaturdaten erhoben. Darüber hinaus wird besonders auf die klimawirksamen sowie anderen ökologisch relevanten Emissionen eingegangen.

5.6 Sachbilanz Kompostierung

5.6.1 Abfallinput für die Kompostierung

Als Inputmaterial für die Kompostierung sind Bioabfall und Grünschnitt geeignet. In Tabelle 9 werden die wichtigsten Parameter für die weitere Betrachtung der Inputmaterialien dargestellt. Die Abkürzung oTM steht für organische Trockenmasse.

Tabelle 9 Inputmaterial für die Kompostierung

Parameter	Bioabfall	Grünschnitt
WG [% Input FM]	60	39
oTM [kg/t Input FM]	240	550
TOC [kg/t Input FM]	210	300

5.6.2 Stoffstrombilanz des Kompostierungsprozesses

Im Folgenden werden die Input- und Outputströme der Verfahrensschritte der Kompostierung genauer betrachtet und beschrieben. Abbildung 5 gibt einen Überblick über die Stoffströme einer offenen bzw. geschlossenen Kompostierungsanlage am Beispiel Bioabfall gemischt mit Grünschnitt. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Input (FM - Feuchtmasse).

Die Kompostierung wird in folgende Verfahrensschritte gegliedert:

- Aufbereitung (Zerkleinerung, Siebung und Störstoffabtrennung)
- Mischung
- Rotteprozess (Haupt- und Nachrotte)
- Feinaufbereitung

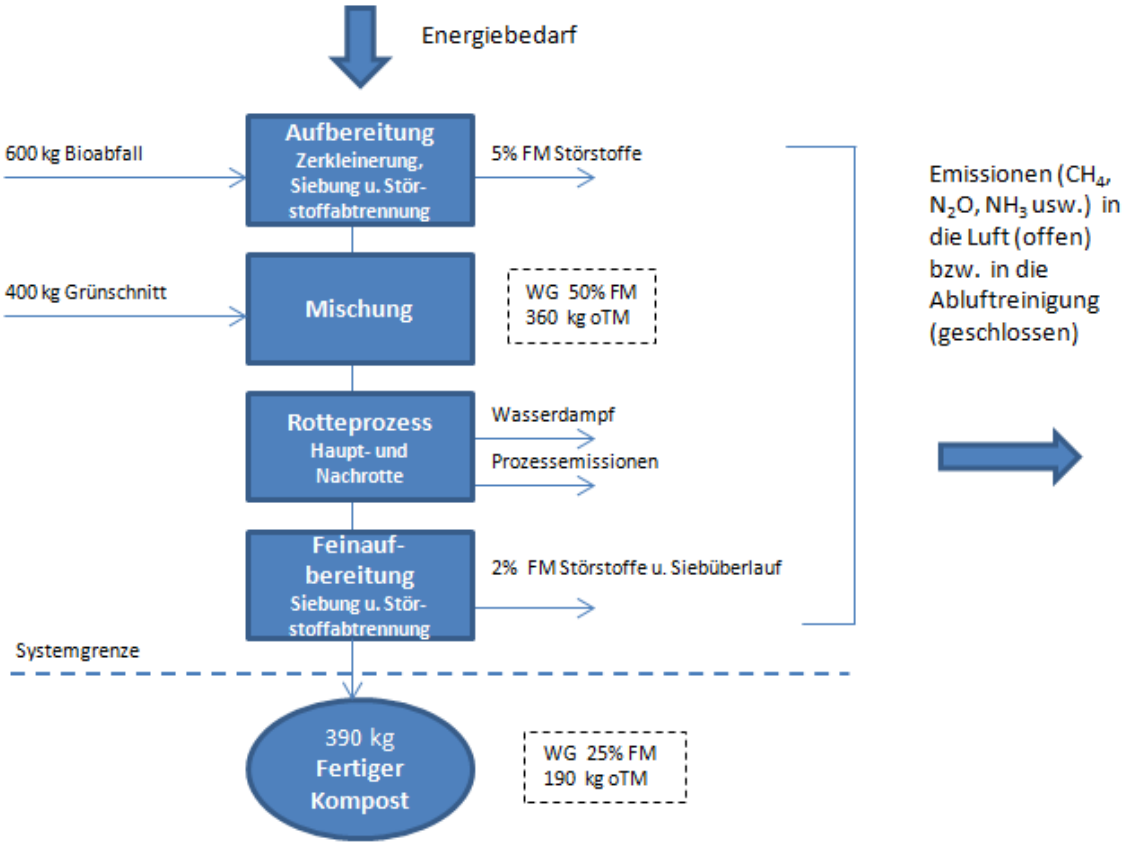


Abbildung 5 Stoffstrombilanz offene und geschlossene Kompostierung am Beispiel Bioabfall und Grünschnitt (bezogen auf 1 t FM Input)

1. Aufbereitung und Konditionierung

Die Aufbereitung des biogenen Abfalls dient der Homogenisierung und Konditionierung, um optimale Voraussetzung für den aeroben Abbau zu schaffen. Je nach Inputmaterial umfasst dies die Prozessschritte Siebung, Störstoffentfrachtung, Zerkleinerung und Mischung (VOGT et al., 2002).

VOGT et al. (2002) nehmen an, dass 5 % FM des kommunalen Bioabfalls nicht für die Kompostierung geeignet ist und somit als Störstoff abgeschieden wird. HEIN und SCHNEBLE (2008) geben an, dass 2 % FM des Bioabfalls Störstoffe und 2 % FM Metalle sind. OTTOW und BIDLINGMAIER (1997) gehen auch davon aus, dass der Störstoffanteil von Bioabfall 5 % FM beträgt. Im Folgenden wird eine Abtrennung der Störstoffe bei Bioabfall von 5 % FM angenommen. Für die Abfallfraktion Grünschnitt wird angenommen, dass keine Störstoffentfrachtung notwendig ist (LECHNER et al., 2005).

2. Mischung

Nach DILBER (2013) wird eine Inputmischung von 60 % FM Bioabfall und 40 % FM Grünschnitt als Strukturmaterial empfohlen (Inputmischung). Tabelle 10 zeigt die Inputmischung für die Kompostierung, die optimale Vorrausetzungen für die Kompostierung erfüllt.

Zu Beginn sollte der Wassergehalt des Inputmaterials 70 % FM nicht überschreiten (AMLINGER et al., 2005). Diese Anforderung wird bei der Inputmischung eingehalten. Des Weiteren ist eine Zugabe von Strukturmaterial bei Bioabfällen erforderlich, um ein entsprechendes Luftporenvolumen herzustellen und damit eine optimale Sauerstoffzufuhr gewährleisten zu können (VOGT et al., 2002). VOGT et al. (2002) empfehlen für Bioabfälle, dass zumindest 20 % der Masse des Inputmaterials aus Strukturmaterial wie Grünschnitt oder unbelastete Holzabfälle bestehen soll. Für die Inputmischungen werden 40 % FM Grünschnitt beigemischt.

Tabelle 10 Inputmischungen für die Kompostierung

Parameter/Input	Inputmischung (Bioabfall + Grünschnitt)
WG [% Input FM]	50
oTM [kg/t Input FM]	360
TOC [kg/t Input FM]	245

3. Rotteprozess

Das aufbereitete Material wird je nach Anlagenverfahren in verschiedenen Formen (Trapez- oder Dreiecksform) zu einem Rottekörper aufgeschüttet. Durch den aeroben Abbau der organischen Substanz kommt es zum Massenverlust. Aufgrund der dabei frei werdenden Wärmeenergie verdampft ein Teil des Wassers. Nach EDELMANN und SCHLEISS (2001) und OTTOW und BIDLINGMAIER (1997) gehen ca. 80 % des ursprünglichen enthaltenen Wassers während des Rotteprozesses verloren.

Ein Teil der organischen Trockenmasse wird in Kohlendioxid, in Abhängigkeit der Prozessführung geringfügig zu Methan und in kleine Mengen anderer niedermolekularer organischer Verbindungen umgewandelt bzw. abgebaut. Wie hoch der Anteil der abgebauten organischen Trockensubstanz ist, wird über die Abbaurate

definiert. EDELMANN und SCHLEISS (2001) nehmen an, dass im Verlauf der biotechnologischen Behandlung 50 % der organischen Substanz (oTM) abgebaut wird. OTTOW und BIDLINGMAIER (1997) gehen davon aus, dass 43 % oTM umgewandelt wird. Der Kompostgüteverband Österreich gibt an, dass 30–50 %, im Mittel 43 %, der organischen Trockensubstanz bei Bioabfall in einen gasförmigen Zustand übergeht (KGVÖ, 2004). Aus den Literaturdaten, die in Tabelle 11 dargestellt sind, wird eine mittlere Abbaurate von 45 % oTM für die Berechnungen in dieser Arbeit herangezogen.

Tabelle 11 Abbaurate bei der Kompostierung [% Massenanteil der abgebauten organischen Trockensubstanz]

Abbaurate [% oTM]	Inputmaterial	Quelle
43	Bioabfall	OTTOW & BIDLINGMAIER, 1997
50	40 % Grünschnitt und 60 % Bioabfall	EDELMANN und SCHLEISS, 2001
43 (30-50)	Bioabfall	KGVÖ, 2004
45 (30-50)		**Gewählte Abbaurate**

Nach ROTH et al. (1990, zit. bei AMLINGER et al., 2005) fallen bei der geschlossenen Kompostierung von Bioabfällen nur geringe Sickerwassermengen an. Im Herbst und im Frühjahr entwickeln sich aufgrund der besseren Struktur des Materials keine oder nur extrem geringe Sickerwassermengen. Im Sommer und Winter können jedoch höhere Mengen auftreten. Durch Zugabe von Strukturmaterial kann der Sickerwasseranfall nahezu verhindert werden. Bei offener Kompostierung ist die Menge des anfallenden Sickerwassers von den meteorologischen Bedingungen, vom Material und von der Flächenauslegung abhängig. Nach GRONAUER et al. (1997, zit. bei AMLINGER et al. 2005) entsteht nur Sickerwasser bei einem Strukturmaterialanteil von weniger als 20 % FM. Da die Sickerwasserbildung sehr stark vom Standort abhängt und angenommen wird, dass der Bioabfall mit 40 % FM Strukturmaterial (Grünschnitt) konditioniert wird, wird im Folgenden die Sickerwassermenge bei offener als auch bei geschlossener Anlage als vernachlässigbar angenommen.

Aufbauend auf den Angaben aus der Literatur, wird der Rotteverlust während des Kompostierungsprozesses berechnet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 12 dargestellt. Der Rotteverlust beträgt demnach für die Inputmischung ca. 56 % FM. In der Literatur wird angegeben, dass sich der Rotteverlust zwischen 45 und 65 % FM befindet (OTTOW und BIDLINGMAIER, 1997; EDELMANN und SCHLEISS, 2001).

Tabelle 12 Rotteverlust in kg/t Input FM während des Rotteprozesses

	Parameter	Inputmischung
Rotteprozess: 80 % des Wassers verdampft; 45 % der organischen TM wird biologisch abgebaut.		
Wasserdampf	kg/t Input FM	400
oTM (gasförmig)	kg/t Input FM	160
Rotteverlust gesamt	**kg/t Input FM**	**560**

4. Feinaufbereitung

Nach der Haupt- und Nachrotte wird der Frischkompost gesiebt, um verbliebene Störstoffe abzutrennen. Dabei wird angenommen, dass 2 % FM verloren gehen (OTTOW und BIDLINGMAIER, 1997). Dies entspricht in dieser Arbeit für die Inputmischung 20 kg/t FM Input.

Kompostmenge und -qualität

Nach der Feinaufbereitung ist der Kompost fertig und kann als Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden. Unter Abzug der Störstoffe und Siebrückstände bleibt 390 kg/t Input FM verwertbarer Feinkompost übrig. In Tabelle 13 sind die Parameter für den fertigen Kompost dargestellt. In dieser Arbeit wird für den produzierten Fertigkompost aus Bioabfall und Grünschnitt ein WG von 25 % FM berechnet.

Tabelle 13 Output Fertiger Kompost nach der Kompostierung (bezogen auf kg/t Input FM)

	Parameter	**Inputmischung**
Fertiger Kompost	Masse [kg/t Input FM]	390
	WG [% Output FM]	25
	oTM [kg/t FM Input]	190

Nährstoffe wie Phosphor, Kalium, Magnesium und Calcium werden nicht abgebaut, sie verbleiben somit im Kompost. Nach einem Ausbringen auf landwirtschaftliche Flächen ist ein Großteil dieser Stoffe für die Pflanze verfügbar. Jedoch reichern sich im fertigen Kompost auch die im Ausgangsmaterial vorhandenen Schwermetalle an (VOGT et al., 2002). Die Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) definiert Schwermetallgrenzwerte für verwertbaren Kompost. Für die untersuchten Abfallströme werden die Schwermetallgehalte im Kompost mittels Massenbilanz ermittelt. Dabei wird von 1 t FM Inputmaterial der Rotteverlust abgezogen, was zur Folge hat, dass die Schwermetalle im fertigen Kompost konzentrierter vorliegen.

Die Ergebnisse für die Inputmischungen sowie die Grenzwerte nach Kompostverordnung zum Erreichen einer Kompostqualität A+ werden in Tabelle 14 dargestellt. Die Schwermetallgehalte liegen bei dem fertigen Kompost aus der Inputmischung unterhalb der Grenzwerte. Demnach entspricht der produzierte Kompost der Qualitätsklasse A+, das heißt dieser kann in der biologischen Landwirtschaft eingesetzt werden.

Tabelle 14 Vergleich Schwermetallgehalte mit Grenzwerten der Kompostqualitätsklasse A+

Parameter	Grenzwerte der Qualitätsklasse A+ [mg/kg TM]	Inputmischung [mg/kg TM]
Cd	0,7	0,3
Cr	70	6,5
Hg	0,4	0,04
Ni	25	4,1
Pb	45	3,36
Cu	70	14,6
Zn	200	61

Als Ergänzung soll erwähnt werden, dass Kompost aufgrund seines hohen Humusanteils zahlreiche direkte und indirekte Vorteile bietet (M. KERN et al., 2008):

- Düngerwirkung (Substitution mineralischer Dünger)
- Verbesserung des Wasser- und Nährstoffspeichervermögens
- Schaffung einer stabilen Bodenstruktur
- Substitutionspotenziale für Torf

Störstoffe

Durch die Störstoffentfrachtung und Siebung fallen 50 kg/t Input FM bei der Inputmischung an. Diese Rückstände bestehen vor allem aus Metall, Kunststofffolien und Inertabfällen, welche in der Regel einer stofflichen Verwertung (vor allem Metall) zugeführt bzw. in einer Müllverbrennungsanlage (MVA) entsorgt werden (VOGT et al., 2002).

5.6.3 Energiebedarf

Im folgenden Kapitel wird der Energiebedarf der offenen und geschlossenen Kompostierung ermittelt.

1. Energiebedarf – Offene Kompostierung

Bei der offenen Kompostierung wird elektrische Energie und Treibstoff für die Aufbereitung des Inputmaterials, beim Auf- und Umsetzen der Mieten und beim Absieben des Kompostes benötigt (LAMPERT et al., 2011). Der gewählte durchschnittliche Energieaufwand wird aus verschiedenen Literaturquellen ermittelt, die in Tabelle 15 dargestellt sind. Demnach werden 4 kWh/t Input FM Strom und 24 kWh/t Input FM Treibstoff (Diesel) für die offene Kompostierung benötigt.

Tabelle 15 Energiebedarf der offenen Kompostierung [kWh/t Input FM]

Elektrische Energie [kWh/t Input FM]	Treibstoff [kWh/t Input FM]	Gesamtbedarf [kWh/t Input FM]	Literatur
3,75	31,6	35,35	LECHNER et al., 2005
6,7	17,2	23,9	EDELMANN und SCHLEISS, 2001
2,6	23,2	25,75	SPRINGER, 2009
4 (2,6 – 6,7)	**24 (17-31,6)**	**28 (23,9 – 35,35)**	**Gewählter Energieaufwand**

2. Energiebedarf – geschlossene Kompostierung

Bei der geschlossenen Kompostierung wird Energie bei folgenden Prozessschritten benötigt: Materialaufbereitung, Aufsetzen der Miete, Belüftung (Druck- oder Saugbelüftung) in der Hauptrotte, Hallenentlüftung, Betrieb des Biofilters und Siebung des Kompostes (LAMPERT et al., 2011). Aufgrund von Literaturangaben, die in Tabelle 16 abgebildet sind, wird ein mittlerer Gesamtenergiebedarf von 60 kWh/t Input FM angenommen. Davon wird 40 kWh/t Input FM in Form von Strom und 20 kWh/t Input FM als Treibstoff verbraucht.

Tabelle 16 Energiebedarf der geschlossenen Kompostierung [kWh/t]

Elektrische Energie [kWh/t Input FM]	Treibstoff [kWh/t Input FM]	Gesamtbedarf [kWh/t Input FM]	Literatur
32 74 15	24 14,6 18	56 (gekapselte Anlage) 88,6 (eingehaust, hoher Verbrauch) 33 (eingehaust, niedriger Verbrauch)	SPRINGER, 2009
-	-	30-60, max. 80 (gekapselte Anlage)	HEIN und SCHNEBLE, 2008
30-120 30-40 20-30		(Tafelmiete) (Boxen, Container) (Tunnelverfahren)	UEC, 2010
		60-80 (aktiv belüftet)	HUPE et al., 1997
40 (15-120)	**20 (18-24)**	**60 (30-80)**	**Gewählter Energieaufwand**

5.6.4 Emissionen in die Luft aus dem Kompostierungsprozess

Bei der Kompostierung entstehen Emissionen bei der Anlieferung und Aufbereitung des Inputmaterials sowie beim Abbau organischer Substanz (Prozessemissionen) (LAMPERT et al., 2011).

1. *Aufbereitung der Inputmaterialien*

Angaben zu Emissionsfaktoren für die Anlieferung und Aufbereitung der Inputmaterialien Bioabfall und Grünabfälle findet sich in CUHLS et al. (2008). Die

AutorInnen beschreiben, dass zwischen 20 und 230 g CH_4/t Input FM (Mittelwert 100 g/t Input FM) Emissionen während der Aufbereitung entstehen. N_2O-Emissionen werden im Ausmaß von 1,4 bis 20 g/t Input FM (Mittelwert 12 g/t Input FM) gebildet. Die Spannbreite von NH_3-Emissionen liegt zwischen 4 bis 10 g/t Input FM (Mittelwert 5,6 g/t Input FM).

2. Prozessemissionen

Durch den Abbau der organischen Substanz wird ein Teil des Kohlenstoffes als CO_2 freigesetzt und ein Teil wird durch den Aufbau stabiler Humusformen im Kompost gebunden. Nach VOGT et al. (2002) bleiben 40 Masse-% des ursprünglichen Gesamt-Kohlenstoffes mittelfristig im Fertigkompost. Der Rest wird in Kohlendioxid, Methan und sonstige Kohlenstoffverbindungen umgewandelt. Davon entstehen zu 95 % Kohlendioxid, 3 % Methan und 2 % sonstige Kohlenstoffverbindungen. Die N-Verluste finden zum größten Teil (96 % des gesamten Stickstoffes) in Form von Ammoniak (NH_3) statt. 2 % des Gesamt-N werden als Lachgas (N_2O) und weitere 2 % als Stickstoffgas freigesetzt (VOGT et al., 2002).

Abbildung 6 zeigt den Emissionsverlauf von N_2O, CH_4 und NH_3 während des Rotteprozesses. Innerhalb von drei Wochen nehmen die Emissionen von Ammoniak und Methan fast vollständig ab. Die Lachgasemissionen dagegen zeigen eine Steigerung über den gesamten Kompostierungsprozess. N_2O Werte erreichen ihr Maximum, wenn die Temperatur wieder sinkt und die Nitrifikation des Stickstoffes beginnt (AMLINGER et al., 2005).

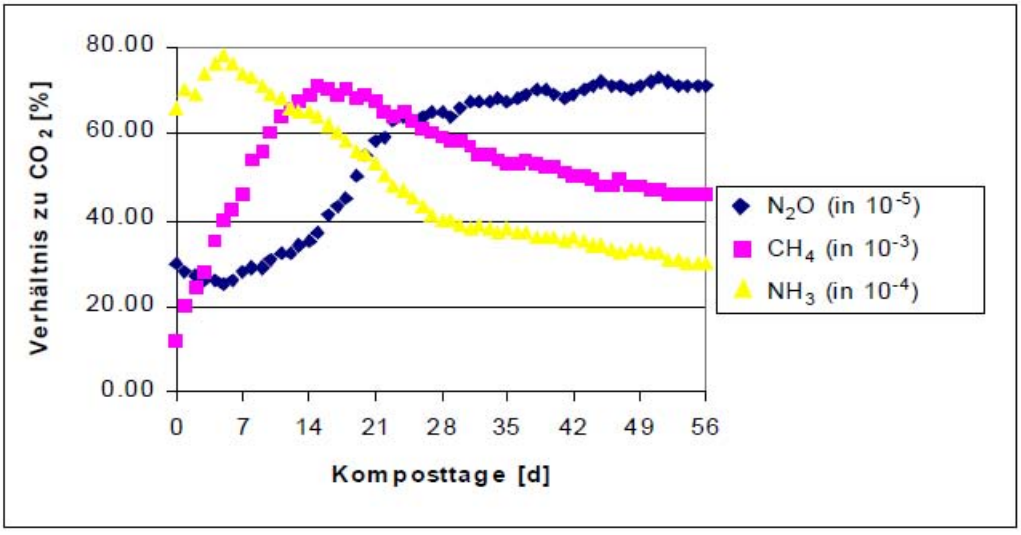


Abbildung 6 Verlauf der Konzentrationen von NH_3, N_2O und CH_4 in Relation zu CO_2 bei der Kompostierung von Stallmist (nach Hellebrand & Kalk, 2000 zit. bei AMLINGER et al., 2005)

Methan – CH_4

Methan entsteht unter anaeroben Verhältnissen, welche während des Rotteprozesses durch Unterversorgung an Sauerstoff entstehen können. Bei guter Materialstruktur reduzieren Maßnahmen wie Umsetzen oder Belüftung bei der offenen bzw. geschlossenen Kompostierung die Methanemissionen, da dadurch eine bessere Sauerstoffzufuhr gewährleistet wird. Die Hauptbildungsphase von Methan liegt unabhängig von Umsetzintervall bei schlechter Betriebsführung hauptsächlich

während der ersten 20 Rottetage vor. Anschließend findet nur eine geringfügige Methanbildung statt. Anaerobe Verhältnisse, die bei schlechter Materialstruktur oder hohen Wassergehalten entstehen können, können weiterhin Methanemissionen verursachen (CUHLS et al., 2008).

CUHLS et al. (2008) beschreiben in ihrer Studie die Emissionsfaktoren für die Prozessemissionen der offenen Kompostierung für Bioabfälle und Grünschnitt. Sie bilanzieren 1.000 g CH_4/t Input FM für Bioabfälle und Grünabfall und 850 g CH_4/t Input FM nur für Grünabfälle inklusive Anlieferung und Aufbereitung.

HELLMANN (1995) untersuchte bei offener Mietenkompostierung klimawirksame Emissionen. Er kommt zu dem Ergebnis, dass während des Kompostierungsprozesses 880 bis 1.400 g CH_4/t Input FM entstehen.

Die CH_4-Emissionen nach AMLINGER und PEYR (2003) liegen bei einer offenen Mietenkompostierung für Bioabfall zwischen 657 und 844 g CH_4/t TM und für Grünschnittkompost zwischen 99 und 1.140 g CH_4/t TM. Dabei beträgt der Anteil der CH_4-Emissionen an den C-Gesamtemissionen zwischen 0,15 % und 2,46 %. Der in dieser Arbeit untersuchte Bioabfall besteht zu 40 % aus TM, demnach würden 262 bis 337 g CH_4/t Input FM entstehen. Grünschnitt hat einen TM-Anteil von 61 % FM, d.h. umgerechnet kann mit CH_4-Emissionen im Bereich von 60–695 g/t Input FM gerechnet werden.

Nach LECHNER et al. (2005) ist die Bildung von CH_4-Emissionen bei offener Mietenkompostierung im Bereich von 300 bis 1.000 g/t Input FM realistisch.

Bei der geschlossenen Kompostierung wird zwischen dem Rohgas und Reingas unterschieden. Als Rohgas wird das Gas, welches aus dem Rotteprozess austritt, und als Reingas jenes, das nach dem Durchströmen des Biofilters in die Atmosphäre entweicht, bezeichnet (AMLINGER et al., 2005). Nach GRONAUER et al. (1997, zit. bei AMLINGER et al., 2005), die die CH_4-Emissionen einer geschlossenen Anlage mit belüfteter Tafelmietenkompostierung untersuchten, entstehen 1.840 g CH_4/t Input FM im Rohgas und 1560 g CH_4/t Input FM im Reingas. Die Differenz der Mengen an Emissionen vom Rohgas und Reingas spiegelt die Wirksamkeit des Biofilters wider.

Nach CUHLS et al. (2008) wird Methan im Biofilter bis max. 20 % abgebaut. Die AutorInnen bilanzieren für eine teilgeschlossene Kompostierungsanlage 710 g CH_4/t FM Input.

TRIMBORN et. al. (2003 zit. bei SPRINGER, 2009) untersuchten klimawirksame Gase in der Abluft nach der Reinigung bei Bioabfallkompostierungsanlagen. Demnach entstehen zwischen 119 – 1.918 g CH_4/t Input FM.

Lachgas – N_2O

N_2O entsteht als unerwünschtes Zwischenprodukt bei ungünstigen Bedingungen für den Substratabbau z.B. O_2-Mangel bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) bzw. bei der Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff (Denitrifikation) (AMLINGER et al. 2005). Dabei spielt nach LECHNER et al. (2005) die N_2O-Bildung durch unvollständige Nitrifikation eine untergeordnete Rolle.

CUHLS et al. (2008) bilanzieren für die offene Kompostierung 110 g N_2O/t Input FM für Bioabfälle und Grünabfälle und 72 g N_2O/t Input FM für Grünabfälle inkl. Anlieferung und Aufbereitung. Davon entstehen bei der Anlieferung und Aufbereitung

12 g N_2O/t Input FM. Bei der teilgeschlossene Kompostierung entstehen 68 g N_2O/t Input FM.

Für eine offene Mietenkompostierung gibt HELLMANN (1995) Emissionen in der Größenordnung von 150 bis 180 g N_2O/t Input FM an.

Die Emissionsfaktoren nach AMLINGER und PEYR (2003) lagen bei offenen Bio- und Grünschnittmieten zwischen 50 und 408 g N_2O/t TM. Demzufolge ergeben sich für die untersuchten Bioabfälle (WG 60 % FM) 20 – 163 g N_2O/t FM und für Grünschnitt (WG 39 % FM) 30 – 248 g N_2O/t FM.

Aus den Ergebnissen von TRIMBORN et. al. (2003, zit. bei SPRINGER, 2009) resultierten 25 – 653 g N_2O/t Input FM im Reingas nach dem Biofilter.

GRONAUER et al. (1997, zit. bei AMLINGER et al., 2005) quantifizierten für eine geschlossene Kompostierungsanlage vor der Abluftreinigung 120 g N_2O t/Input FM und danach 140 g N_2O t/Input FM. Dies zeigt, dass im Biofilter zusätzlich Lachgas gebildet werden kann. Nach AMLINGER et al. (2005) kann die Emissionskonzentration im Reingas im Vergleich zum Rohgas um den Faktor 2 bis 10 höher liegen.

Ammoniak (NH_3)

Nach CUHLS et al. (2008) entstehen bei der offenen Kompostierung von Bioabfall und Grünabfällen 470 (230-920) NH_3 g/t Input FM. Bei der teilgeschlossenen Kompostierung werden 63 (15-110) g/t Input FM NH_3-Emissionen angegeben. Der große Unterschied zwischen geschlossener und offener Anlage beruht auf der Wirksamkeit des Biofilters. Ammoniak wird tlw. bis fast vollständig in Biofiltern adsorbiert (AMLINGER et al., 2005). Wie bereits erwähnt, entstehen durch die Umsetzungen von NH_3 im Biofilter jedoch zusätzliche Lachgasemissionen, die im Biofilter nicht mehr abgebaut werden. Deshalb ist nach AMLINGER et al. (2005) bei hoher NH_3-Belastung des Rohgases eine Vorschaltung einer sauren Wäsche notwendig, um Ammoniak vorher zu eliminieren.

Zusammenfassung der Emissionen

Tabelle 17 zeigt eine Zusammenfassung der Literaturdaten hinsichtlich der klimarelevanten Emissionen bei der offenen Kompostierung. In dieser Arbeit wird ein Mittelwert von 715 g CH_4/t Input FM und 125 g N_2O/t Input FM herangezogen.

Für NH_3 werden in dieser Arbeit die oben beschriebenen Werte nach CUHLS et al. (2008) angenommen.

Tabelle 17 Klimarelevante Emissionen bei der offenen Kompostierung

CH_4 [g/t Input FM]	N_2O [g/t Input FM]	Anmerkung	Literatur
100 (20-230)	12 (1,4-20)	Anlieferung u. Aufbereitung	CUHLS et al., 2008
1000 (470-2000)	110 (49-210)	Prozessemissionen Bioabfall u. Grünabfall inkl. Anlieferung und Aufbereitung	
850 (400-2000)	72 (40-150)	Prozessemissionen Grünabfälle inkl. Anlieferung und Aufbereitung	
240 (262 – 337) 600 (60 – 695)	120 (20 – 163) 180 (30 – 248)	Bioabfall, Grünschnitt	AMLINGER und PEYR, 2003
880 – 1400	150-180	Bioabfall und Grünschnitt	HELLMANN et al., 1997
300 – 1000	-	Bandbreite für biogene Abfälle	LECHNER et al., 2005
715 (300 - 1000)	**125 (49-210)**	**Mittelwert aus Literaturstudien**	

Tabelle 18 fasst die Literaturdaten hinsichtlich der klimarelevanten Emissionen bei der geschlossenen Kompostierung zusammen. Aufgrund der hohen Schwankungen werden die Werte von CUHLS et al. (2008) zu Grunde gelegt.

Für die weitere Betrachtung in dieser Studie werden demnach 710 g CH_4/t Input FM, 68 g N_2O/t Input FM und 63 g NH_3 angenommen.

Tabelle 18 Klimarelevante Emissionen bei der geschlossenen Kompostierung

CH_4 [g/ t Input FM]	N_2O [g/t Input FM]	Anmerkung	Literatur
100 (20-230)	12 (1,4-20)	Anlieferung u. Aufbereitung	CUHLS et al., 2008
710 (300-1500)	68 (49-120)	Prozessemissionen mit Abluftreinigung	
119 – 1918	25 – 653	Bioabfall	TRIMBORN et al., 2003
40 – 485	7 – 66	im Reingas	GRONAUER et al., 1997
710 (300-1500)	**68 (49-120)**	**Mittelwert nach CUHLS et al., 2008**	

Ökologisch relevante Emissionen

- *Stickstoffmonoxid*

Stickstoffmonoxid wird durch die Umwandlung von NH_3 zu N_2O und NO im Biofilter gebildet. Im nicht gereinigten Abgas konnte dagegen keine signifikante NO-Konzentration nachgewiesen werden. Demzufolge wird NO ausschließlich im Biofilter

gebildet. Die entstehenden Mengen sind aber vernachlässigbar (AMLINGER et al., 2005).

- *VOC*

Die Kompostierung ist ein biologischer Prozess, der zwangsläufig mit der Bildung von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC – Volatile Organic Compounds) verbunden ist. Beim Abbau von organischem Material werden hochmolekulare Stoffe wie Kohlenhydrate und Eiweiße in niedermolekulare Bestandteile umgewandelt, die eine erhöhte Flüchtigkeit aufweisen und deshalb leicht in die Atmosphäre freigesetzt werden. Die Freisetzung findet im Prozesstemperaturbereich zwischen 50-70 °C und durch aktive Belüftung erhöht statt. Nach WEPPEN et al. (1998, zit. bei AMLINGER et al., 2005) erreichten die Konzentrationen der Hauptkomponenten Acetaldehyd 0,03 g/kg und Ethanol 400 g/kg feuchten Bioabfalls. Weitere wesentliche Komponenten sind: Alkohole, Terpene, Aldehyde und Carbonsäuren. Die Spurengase in Form von VOC machen aber nur einen sehr geringen Prozentsatz der gesamten Emissionen aus. SMET et al. (1999, zit. bei AMLINGER et al., 2005) schlussfolgern aus ihren Laboruntersuchungen, dass nur 0,059 % des etwa 60%-igen Massenverlustes aus VOC-Emissionen bestehen.

5.7 Sachbilanz Vergärung

5.7.1 Abfallinput für die Vergärung

Für die Behandlung in einer Biogasanlage können die Inputmaterialien Bioabfall, sowie Küchen- und Speiseabfall eingesetzt werden (DILBER, 2013). Holz, Grünschnitt und Papierfaserschlamm erweisen sich als nicht sinnvoll, da ligninreiche Abfälle unter anaeroben Milieubedingungen nicht abgebaut werden. Des Weiteren ist es nach DILBER (2013) möglich, die verfügbaren Abfallfraktionen in folgendem Verhältnis zu mischen: 50 % FM Bioabfall, 26 % FM Klärschlamm und 24 % FM Küchen- und Speiseabfälle (Inputmischung). Die hier relevanten Parameter zur Abfallzusammensetzung der einzelnen Abfälle und Inputmischung sind in Tabelle 19 zusammengefasst.

Tabelle 19 Inputmaterialien und –mischung für die Vergärung

Input/Parameter	Bio-abfall	Klärschlamm	Küchen- und Speiseabfälle	Inputmischung
WG [% FM]	60	78	73	68
oTM [kg/t Input FM]	250	130	230	210
TOC [kg/t Input FM]	210	70	130	150

5.7.2 Stoffstrombilanz des Vergärungsprozesses

Im Folgenden werden die Input- und Outputströme der Verfahrensschritte der Nass- und Trockenvergärung genauer betrachtet und beschrieben. Abbildung 7 gibt einen Überblick über die Stoffströme einer Trockenvergärung am Beispiel Bioabfall. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Input (Feuchtmasse).

Der Vergärungsprozess wird in folgende Verfahrensschritte gegliedert:

1. Aufbereitung des Inputmaterials
2. Beschickung
3. Fermentation
4. Gärrestentwässerung

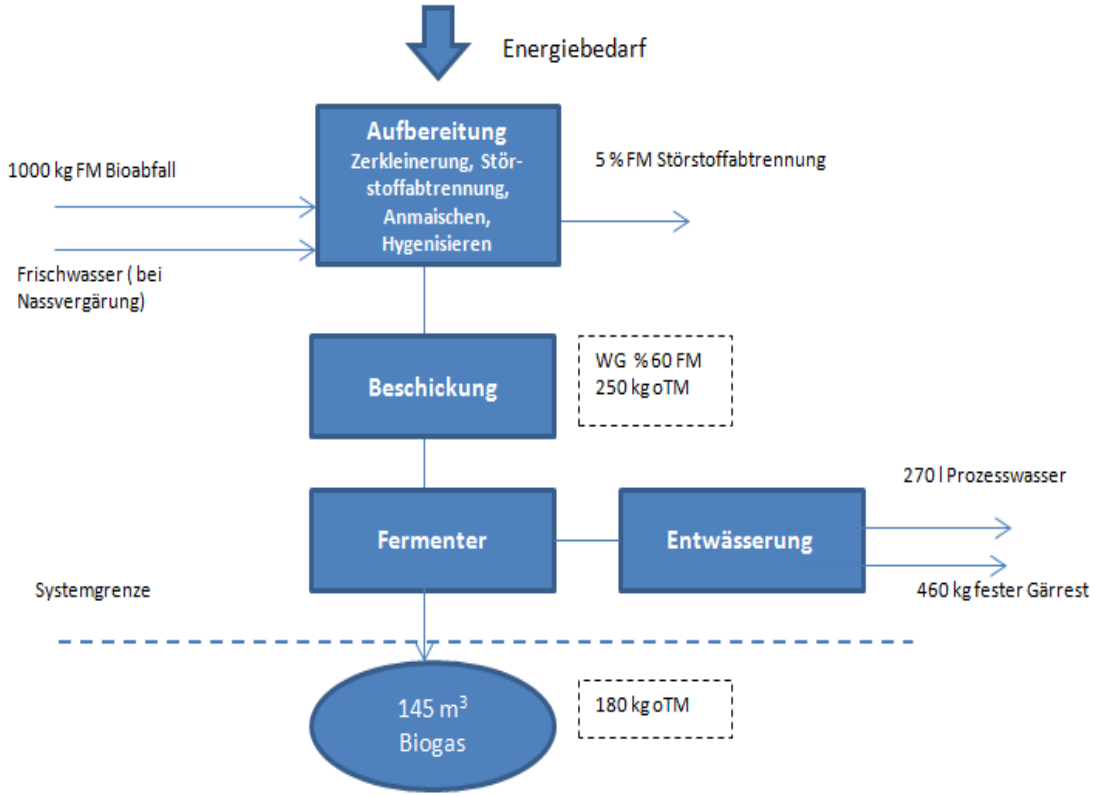


Abbildung 7 Stoffstrombilanz Vergärung mit Inputmischung Bioabfall (bezogen auf 1 t Input FM)

1. Aufbereitung und Konditionierung

Nach DEUBLEIN & STEINHAUSER (2008) und VOGT et al. (2002) erfolgt die Aufbereitung von Bioabfällen für die Nassvergärung in folgenden Schritten:

- Sortierung
- Siebung und Zerkleinerung
- Sink- und Schwimmverfahren
- Homogenisieren und Anmaischen
- Hygienisierung

Grobe Störstoffe werden durch eine manuelle Sortierung entfernt. Metalle werden mit einem Magnetabscheider und Sand mit Hilfe eines Filters abgeschieden.

Bei der Zerkleinerung werden die festen Abfälle z.B. mit einer Rotorschere auf eine Größe von max. 20 cm zerkleinert. Flüssige und pastöse Abfälle werden ebenfalls

auf max. 4 cm zerkleinert (MA48, 2007). Dies ermöglicht den Mikroorganismen eine größere angreifbare Substratoberfläche, wodurch der Abbauvorgang beschleunigt und die Prozessführung erleichtert wird.

Im weiteren Schritt wird über ein Schwimm-Sink-Verfahren das Inputmaterial von Störstoffen befreit. Bei dieser Methode werden leichtere Fraktionen, darunter befinden sich auch Holzanteile, von schwereren Fraktionen (Sand, Steine, Glas usw.) aufgrund ihrer Dichte getrennt.

Vor dem Einbringen des Substrats in den Gärbehälter wird das Inputmaterial durch die Zugabe von Frisch/Prozesswasser angemaischt, um den erforderlichen Wassergehalt für die Nassvergärung einzustellen.

Bei der Hygienisierung wird das Substrat mindestens eine Stunde auf 70 °C erwärmt.

In dieser Arbeit wird ausgehend von Literaturangaben angenommen, dass bei Bioabfall 5 % FM abgeschieden werden (siehe Kapitel 5.6.2). Für Speiseabfall variieren die Angaben zur Abscheiderate in der Literatur zwischen 0 und 5 % FM (VOGT et al., 2002; HEIN und SCHNEBLE, 2008; OTTOW und BIDLINGMAIER, 1997). Es wird angenommen, dass bei beiden Verfahren 1 % FM der Küchen- und Speiseabfälle abgeschieden werden.

Im Falle der Nassvergärung kommt es im Aufbereitungsschritt zu einer Zugabe von Wasser. Das Inputmaterial sollte einen Wassergehalt von mindestens 85 % FM aufweisen (EDER und SCHULZ, 2006). Demnach sind folgende Mengen an Frisch- bzw. Prozesswasser notwendig (siehe Tabelle 20).

Tabelle 20 Aufbereitung und Konditionierung für die Nassvergärung

	Bioabfall	Küchen- und Speiseabfall	Inputmischung
Störstoffentfrachtung [kg]	50	10	30
Wasserzugabe bei Nassvergärung [l/t Input FM]	1.600	800	1.100
Input für Nassvergärung [kg/t FM]	**1.550**	**1.790**	**1.070**

2. Fermentation

Im Gärbehälter (Fermenter) wird durch den aeroben Abbau der Großteil der organischen Substanz in Biogas (CO_2 und CH_4) umgewandelt. Für die Massenbilanz ist deshalb die Abbaurate in % der organischen Masse relevant. Nach BRAUN, zitiert im Regelblatt des österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes zur anaeroben Abfallbehandlung (ÖWAV, 2013), schwankt der Abbau des organischen Materials in Abhängigkeit der Inputmaterialien und Betriebsführung zwischen 60-90 %. EDELMANN und SCHLEISS (2001) nehmen an, dass 76 % der organischen Substanz zu Biogas umgewandelt wird. Dieser Wert wird auch in dieser Studie für die Massenbilanz herangezogen.

3. Biogasausbeute

Der Hauptenergieträger des Biogases ist Methan, das nach M. KERN et al. (2010) zwischen 50 und 75 Vol.-% einnimmt. Die typische Zusammensetzung von Biogas ist in Tabelle 21 dargestellt. Nach M. KERN et al. (2010) ist CO_2 mit 25-50 Vol.-%-Anteil die zweite Hauptkomponente des Biogases.

Ein Teil des in der Biomasse enthaltenen Wasseranteils verdampft während des Vergärungsprozesses und findet sich im Biogas wieder. Für die Qualität des Biogases sind der Wasserdampfgehalt sowie der Schwefelwasserstoffanteil relevant. Diese Stoffe können zu Problemen bei der Gasverwertung, z.B. zu Korrosion, führen (M. KERN et al., 2010). Deshalb wird bei der Aufbereitung des Biogases der Wasserdampf entzogen und als Kondensat abgeführt. In der Massenbilanz wird angenommen, dass dieser Anteil mit dem Abwasser ausgetragen wird.

Tabelle 21 Typische Zusammensetzung von Biogas (M. KERN et al., 2010)

Stoff	Anteil in Vol.%
Methan (CH_4)	50–75
Kohlendioxid (CO_2)	25–50
Stickstoff (N_2)	< 3
Sauerstoff (O_2)	< 1
Wasserstoff (H_2)	< 1
Schwefelwasserstoff (H_2S)	< 1
Ammoniak (NH_3)	< 1

Die Biogas- und Energieausbeute ist vom Inputmaterial abhängig. Nach Angaben des Umweltbundesamtes (LAMPERT et al., 2011) beträgt der Methangehalt im Biogas bei Bioabfall 60 Vol.-% und bei Küchen- und Speiseabfällen 70 Vol.-%. Aufgrund der definierten Abbaurate der organischen Substanz wird über die Dichte des Biogases der Biogasertrag abgeschätzt (siehe Tabelle 22). Die Dichte von Biogas wird nach REINHOLD (2005) für 60 % Methan mit 1,25 kg/m^3 und für 70 % Methan mit 1,1 kg/m^3 angenommen.

Tabelle 22 Berechnung der Biogasausbeute

	Parameter	Bioabfall	Küchen- u. Speiseabfälle	Input-mischung
Ausgangs-zusammensetzung	oTM [kg/t Input FM]	250	230	210
76 % der organischen Trockensubstanz wird zu Biogas umgewandelt.				
Biogaserzeugung	oTM zu Biogas [kg/t Input FM]	180	170	160
Biogasdichte	kg/m^3	1,25 (60% Methan)	1,1 (70% Methan)	1,25 (60% Methan)
Biogasausbeute	**Biogas [m^3/t Input FM]**	**145**	**160**	**132**

Das Biogas kann entweder direkt einem Blockheizkraftwerk zur energetischen Nutzung zugeführt werden oder weiter zu Biomethan als Substitut von Erdgas aufbereitet werden. Im Blockheizkraftwerk wird das Biogas in thermische und

elektrische Energie umgewandelt. Die produzierte Energie kann einerseits ins Strom- bzw. Fernwärmenetz eingespeist werden und dient andererseits zur Deckung des Eigenbedarfs. Die genauere energetische Betrachtung der Vergärungsanlage erfolgt in Kapitel 5.7.3. Um das Biogas ins öffentliche Erdgasnetz einspeisen zu können, muss es dementsprechend weiter aufbereitet werden. Dabei werden CO_2 und anderen Verbindungen (z.B. Schwefelwasserstoff) entfernt (HOFMANN et al., 2005).

4. Gärrestentwässerung

Durch die Vergärung wird ein Teil der organischen Masse in Biogas umgewandelt, der Rest der Biomasse verbleibt im Gärrest. Demnach ergeben sich die in Tabelle 23 und Tabelle 24 dargestellten Massen an Gärrest nach der Nass- und Trockenvergärung. Die Gärreste der untersuchten Inputmaterialien unterscheiden sich bei den beiden Verfahren hinsichtlich Menge und Trockensubstanzgehalt. Bei der Trockenfermentation fällt ein Gärrest zwischen 770 kg mit einem WG von 75 % (Bioabfall) und 820 kg mit einem WG von 90 % (Küchen- und Speiseabfall) an. Bei der Nassfermentation wiederum entsteht bei Input Bioabfall 1.620 kg Gärrest mit einem Wasseranteil von 92 % und bei Input Küchen- und Speiseabfall 2.370 kg mit einem Wasseranteil von 94 % FM.

Tabelle 23 Gärrest nach der Trockenvergärung

	Parameter	Bioabfall	Küchen- und Speiseabfalle	Inputmischung
Input Vergärung nach Störstoffent-frachtung	Masse [kg/t Input FM]	950	990	970
Abgezogen wird die organische Trockensubstanz die in Biogas umgewandelt wird.				
oTM zu Biogas	kg/t Input FM	-180	-170	-160
Output Gärrest	**kg/t Input FM**	**770**	**820**	**810**
	WG [% FM]	75	90	81

Tabelle 24 Gärrest nach der Nassvergärung

	Einheit	Bio-abfall	Küchen- und Speiseabfall	Input-mischung
Input Vergärung nach Störstoffentfrachtung und Wasserzugabe (WG 85 % FM)	kg/t Input FM	2.550	1.790	2.070
Abgezogen wird die organische Trockensubstanz die in Biogas umgewandelt wird.				
oTM zu Biogas	kg/t Input FM	-180	-170	-160
Output Gärrest	**kg/t Input FM**	**2.370**	**1.620**	**1.910**
WG	% FM	92	94	92

Der Gärrest kann je nach Verfahren und Ausgangsmaterial als Flüssigdünger direkt auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht oder nachbehandelt werden.

Die Nachbehandlung, erfolgt durch eine Entwässerung mit z.B. einem Pressschneckenseperator oder einer Zentrifuge (M. KERN et al., 2010). LAMPERT et al. (2011) nehmen an, dass der TM-Gehalt des festen Gärrestes aus der Trocken-

oder Nassvergärung, unabhängig vom Ausgangsmaterial, nach der Entwässerung bei 35 % FM liegt. Nach Kübler (2002) zit. bei VOGT et al. (2002) wird Gärrest aus der Nassvergärung ebenfalls auf einen TM-Gehalt von etwa 35 % FM entwässert.

Durch die mechanische Entwässerung des Gärrestes werden die Nährstoffe in Abhängigkeit ihres Lösungsverhältnisses auf die flüssige Phase und den festen Gärrest verteilt. Abbildung 8 zeigt die Mengenströme bei der mechanischen Separation. LAMPERT et al. (2011) nehmen an, dass beim Abpressen 80 % der nach der Trocken- und Nassvergärung verbleibenden Trockensubstanz in den festen Gärrest und 20 % in die flüssige Phase gelangen.

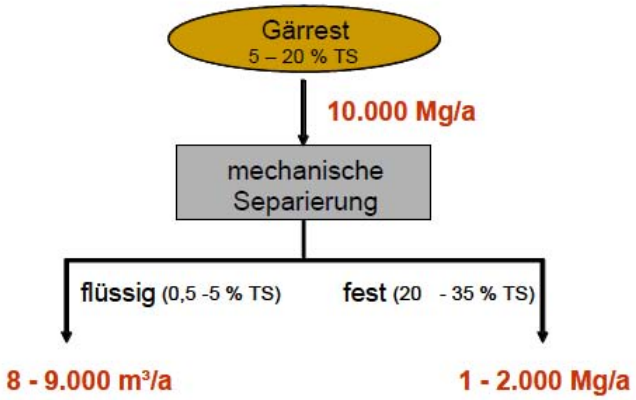


Abbildung 8 Mengenströme bei der mechanischen Separation von Gärrest (M. KERN et al., 2010)

Auf Basis dieser Annahmen ergeben sich die in Tabelle 25 und Tabelle 26 dargestellten Outputmengen für den separierten (entwässerten) Gärrest der ausgewählten Inputmaterialien. Bei der Aufbereitung des Gärrestes fallen bei der Trockenvergärung zwischen 270 und 600 l Presswasser je t Input FM mit einem TM-Gehalt zwischen 7 und 13 % FM an. Bei dem aus der Nassvergärung stammenden Gärrest entstehen zwischen 1.410 und 1.910 l Presswasser je t Input FM mit einem TM-Gehalt von 1-2 % FM (siehe Tabelle 25 und Tabelle 26).

Tabelle 25 Entwässerung Output Gärrest Trockenvergärung

	Parameter	Bio-abfall	Küchen- und Speiseabfall	Inputmischung
Output Gärrest	WG [%]	75	90	81
Entwässerung: Gärrest wird auf einen WG 65 % FM entwässert. Dabei verbleiben 20 % der Trockenmasse im Prozesswasser.				
TM ins Prozesswasser	kg/t Input FM	40	20	30
Prozesswasser	l/t Input FM	270	590	430
Separierter Gärrest [WG 65% FM]	**kg/t Input FM**	**460**	**210**	**350**

Tabelle 26 Entwässerung Output Gärrest Nassvergärung

	Parameter	Bio-abfall	Küchen- und Speiseabfall	Input-mischung
Output Gärrest	WG [% FM]	92	94	92
Entwässerung: Gärrest wird auf einen WG 65 % Output FM entwässert. Dabei verbleiben 20 % der Trockenmasse im Prozesswasser.				
TM ins Prozesswasser	kg/t Input FM	40	20	30
Prozesswasser	l/t Input FM	1.870	1.390	1.530
Separierter Gärrest [WG 65 % FM]	**kg/t Input FM**	**460**	**210**	**350**

Gärrest- und Prozesswasserqualität

Beim Abbau der organischen Substanz im Rahmen des Vergärungsprozesses wird ein Teil des organischen Kohlenstoffes zu Methan und Kohlendioxid abgebaut. Im Fermenter kommt es hingegen zu keinem Nährstoffverlust (N, P, K, Mg) (REINHOGER et al., 2006 zit. bei M. KERN et al., 2010). Der bei der Vergärung von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfall anfallende Gärrückstand enthält somit Pflanzennährstoffe sowie Anteile an organischer Substanz. Diese Rückstände können dem Boden als Dünger zur Verfügung gestellt werden (M. KERN et al., 2010). Die Wertigkeit der Gärrückstände für die Humusproduktion ist davon abhängig, ob es sich um feste oder flüssige Stoffe handelt. In flüssigen Gärrückständen ist der Anteil an hochwirksamem Humus-C gering, im festen Gärrest ist der Anteil höher, v. a. dann, wenn nachkompostiert wird (KEHRES 2007 zit. bei M. KERN et al., 2010).

M. KERN et al. (2010) untersuchen die Nährstofffrachten der Bioabfallvergärung näher. In der untersuchten Anlage wird ausschließlich Bioabfall mittels Trockenvergärung behandelt und nach der Separation wird der feste Gärrest mit einem geringen Anteil Grünschnitt nachkompostiert. Abbildung 9 zeigt, dass mit der Abtrennung der flüssigen Phase ein Teil der Nährstoffe im Prozesswasser verbleibt. Die leicht löslichen Bestandteile sind vor allem im Presswasser zu finden. So weist dieses hohe Konzentrationen an mineralisiertem Stickstoff auf, d.h. Presswasser kann als schnell wirksamer Flüssigdünger in der Landwirtschaft eingesetzt werden (M. KERN et al., 2010). Bei der Entsorgung von Prozesswasser als Abwasser wären weitere Aufbereitungsschritte notwendig.

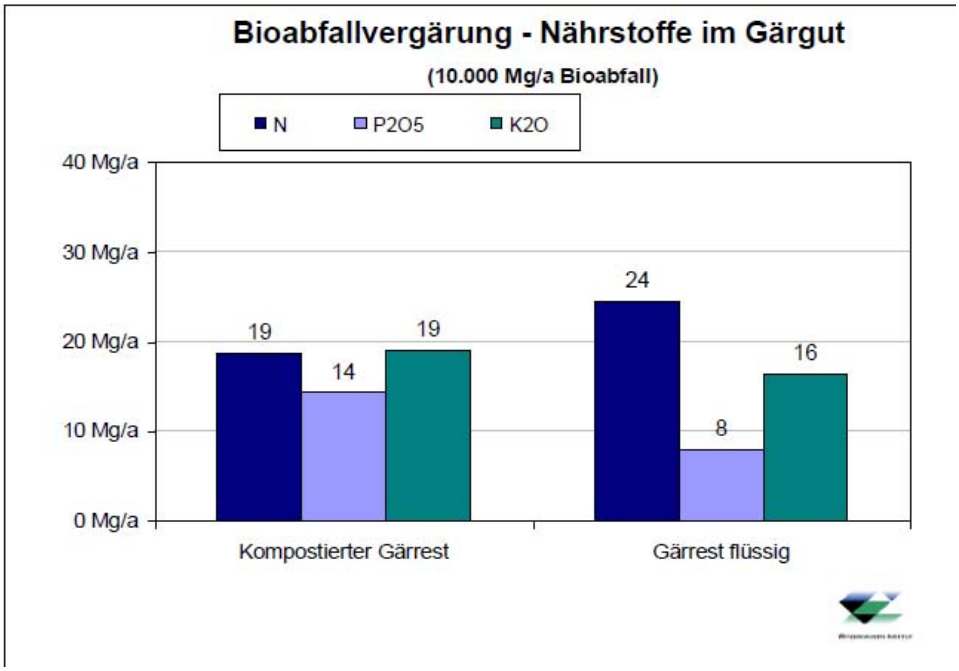


Abbildung 9 Bioabfallvergärung - Nährstoffe im Gärrest (M. KERN et al., 2010)

Außerdem schlussfolgern M. KERN et al. (2010), dass die (leicht löslichen) Salze eher in die flüssige Phase übergehen, was wiederum zu einem Nachteil bei der Nutzung bzw. Entsorgung führen kann. Andererseits verbessert die Entfrachtung von Salzen die Qualität des Gärrestes (M. KERN et al., 2010).

Für die qualitative Beurteilung von Gärprodukten als Dünger oder Bodenverbesserer spielt vor allem der Schwermetallgehalt eine Rolle. VOGT et al. (2002) nehmen an, dass 5 % der Schwermetalle bezogen auf Input FM (Pb, Hg, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) in die flüssige Phase übergehen.

Störstoffe

Durch die Störstoffentfrachtung fallen 50 kg/t Input FM bei Bioabfall und 10 kg/t Input FM bei Küchen- und Speiseabfällen an. Basierend auf diesen Angaben wird für die gewählte Inputmischung eine Störstoffmenge von 23 kg/t Input FM angenommen. Diese Rückstände bestehen vor allem aus Metall, Kunststofffolien und Inertabfällen, welche in der Regel einer stofflichen Verwertung (vor allem Metall) zugeführt bzw. in einer MVA entsorgt werden (VOGT et al., 2002).

5.7.3 Energiebedarf

Für die Vergärung wird einerseits thermische und andererseits elektrische Energie benötigt. Thermische Energie wird eingesetzt, um das zugeführte Substrat auf die nötige Temperatur im Fermenter zu bringen und konstant zu halten (LAMPERT et al., 2011). Strom wird für Steuerungsprozesse, für das Pumpen der Inputmaterialien sowie für den Betrieb des Rührwerks verbraucht. Zudem wird die anschließende mechanische Entwässerung elektrisch betrieben, was den Stromverbrauch weiter erhöht (PERTL, 2009). Für biogene Abfälle aus der kommunalen Sammlung sind zusätzlich Aufbereitungsschritte vor dem Einbringen des Substrates notwendig.

Energieverbrauch - Mesophile Nassvergärung

VOGT et al. (2002) geben an, dass für den Fermenter 3 kWh/t Input FM elektrische Energie und 150 kWh/t bezogen auf TM Wärmeenergie benötigt wird. Küchen- und Speisabfall wird in dieser Arbeit mit einem TM-Gehalt von 27 % FM und Bioabfall mit einem TM-Gehalt von 40 % FM definiert (siehe Kapitel 2). Demnach werden 40,5 kWh/t FM Wärmeenergie bei Speiseabfällen und 60 kWh/t FM bei Bioabfall verbraucht. Für die Aufbereitung bei der Nassvergärung werden nach VOGT et al. (2002) einerseits 8,1 kWh/t Input FM für die Ablufterfassung und andererseits 150 kWh/t TM für den Stofflöser benötigt, was umgerechnet einen Energieaufwand von 40,5 kWh/t Input FM bei Küchen- und Speiseabfall und 60 kWh/t FM bei Bioabfall entspricht. Zudem wird für die anschließende Entwässerung 30 kWh/t TM Gärrest benötigt. In dieser Arbeit weist der Gärrest basierend auf der Massenbilanz (siehe Tabelle 24) einen TM-Gehalt von ca. 5 % auf, demnach sind 28,5 kWh/t Strom für die Fest-Flüssigtrennung nötig.

KERN und TURK (2007) berechnen, dass für eine 40.000 t Anlage 65 kWh/t Input FM elektrische Leistung und 130 kWh/t Input FM Wärmeenergie eingesetzt werden. Dabei ist die Aufbereitung und anschließende Entwässerung inkludiert. Für geringere Anlagenkapazitäten steigt der elektrische Energiebedarf.

Bezogen auf FNR (2004) wird aus sieben angeführten Datenblättern zu Biogasanlagen ein mittlerer Wert berechnet (siehe Tabelle 27). Hierbei ist zu beachten, dass es sich um Biogasanlagen für Gülle und nachwachsende Ressourcen handelt.

Nach LAMPERT et al. (2011) ist der elektrische Energieverbrauch für Anlagen mit Bioabfall als Substrat deutlich höher als bei anderen Anlagen, da zusätzlicher Aufwand bei der Aufbereitung der Abfälle notwendig ist.

In Tabelle 27 sind die Literaturdaten zum Energieverbrauch von mesophilen Nassvergärungsanlagen zusammengefasst. Die großen Schwankungen der Energieverbräuche aus der Literatur sind auf die unterschiedlichen Anlagenkapazitäten und Verfahren (ein- bis mehrstufig) zurückzuführen.

Zur Abschätzung des Energieverbrauchs von mesophilen Nassvergärungsanlagen in dieser Arbeit wird ein mittlerer Wert von 76 kWh/t elektrische Energie und 90 kWh/t Wärmeenergie bezogen auf Input FM angenommen.

Tabelle 27 Energieverbrauch von mesophiler Nassvergärungsanlagen (in kWh je Tonne Input FM)

Elektrische Energie [kWh/t]	Wärme-energie [kWh/t]	Verfahren	Substrat	Literatur
100		Einstufig	Bioabfall	EPEA, 2008
65 (Input 40 000t) 75 (Input 20 000t) 85 (Input 10 000t)	130 (50-180)	Mehrstufig	Bioabfall	KERN und TURK, 2007
80,1 (3+8,1+40,5+28,5)	40,5	Einstufig	Bioabfall	VOGT et al., 2002
100 (3+8,1+60+28,5)	60	Einstufig	Küchen- und Speiseabfall	
18 (8-34)	68 (47-99)	Ein- bis mehrstufig;	Gülle und nachwachsende Ressourcen	FNR, 2004
50	120	k.A.	k.A.	MARGULL und STEGMANN, 1996 zit. bei HUPE et al., 2004
76 (50-100)	**90 (68-130)**	**Ein- bis mehrstufig**	**Gewählter Energieaufwand**	

Energieverbauch - Thermophile Trockenvergärung

Nach VOGT et al. (2002) beträgt der Eigenenergiebedarf einer einstufigen thermophilen Trockenvergärung inkl. Aufbereitung für Bioabfall aus Haushalten und Speiseabfällen an elektrischer Energie 80 kWh/t Input FM und an Wärmeenergie 90 kWh/t Input FM.

HEIN und SCHNEBLE (2008) nehmen an, dass elektrische Energie in der Spannbreite von 85 bis 100 kWh/t Input FM bei einer mehrstufigen Trockenfermentation notwendig ist. Der Bedarf an thermischer Energie liegt im Bereich 80 bis 100 kWh/t Input FM. Die Werte beziehen sich auf das Substrat Bioabfall und inkludieren den Energieaufwand bei der Aufbereitung des Inputmaterials.

KERN und TURK (2007) geben in ihrer Studie an, dass für eine 40.000 t Anlage 45 kWh elektrische Leistung und 40 kWh Wärmeenergie bezogen auf eine Tonne Input FM eingesetzt werden. Für Anlagen mit geringeren Kapazitäten wird ein höherer elektrischer Energiebedarf angeführt (siehe Tabelle 28). Die benötigte Energie für die Aufbereitung von Bioabfall sowie die anschließende Entwässerung des Gärrestes ist in den Werten mit einbezogen.

Nach EDELMANN und SCHLEISS (2001) verbraucht eine thermophile Vergärungsanlage für Bioabfall zwischen 43 und 71 kWh pro Tonne Input FM an elektrischer Energie.

Tabelle 28 fasst die Literaturdaten zum Energieverbrauch von thermophilen Trockenvergärungsanlagen zusammen. Die Schwankungen des Energieverbrauchs sind auch hier auf die unterschiedlichen Anlagenkapazitäten und Verfahren (ein- bis mehrstufig) zurückzuführen.

Basierend auf den Literaturergebnissen wird in diese Studie ein mittlerer Wert für den Energieverbrauch einer thermophilen Trockenvergärung von 70 kWh/t elektrische Energie und 70 kWh/t Wärmeenergie angenommen.

Tabelle 28 Energieverbrauch von thermophilen Trockenvergärungsanlagen (in kWh je Tonne Input FM)

Elektrische Energie [kWh/t]	Wärme energie [kWh/t]	Verfahren	Substrat	Literatur
80	90	einstufig	Bioabfall u. Speiseabfall	VOGT et al., 2002
85-100	80-100	Mehrstufig	Bioabfall	HEIN und SCHNEBLE, 2008
65 (Input 10.000t) 55 (Input 20.000t) 45 (Input 40.000t)	40 (20-80)	k.A.	Bioabfall	KERN und TURK, 2007
43-71	-	-	Bioabfall	SCHLEISS und EDELMANN, 2001
70 (45-100)	**70 (40-100)**	**Ein- bis mehrstufig**		**Gewählter Energieaufwand**

5.7.4 Emissionen in die Luft aus dem Vergärungsprozess

Emissionen treten innerhalb des betrachteten Untersuchungsrahmens (siehe Kapitel 5.7.2) bei der Aufbereitung der Abfälle sowie beim Abpressen und Lagern der Gärrestes auf. Emissionen aus BHKW und Emissionen aus der Aufbereitung von Biogas zu Biomethan werden in der vorliegenden Arbeit nicht erfasst.

Eine mögliche Verfahrenskombination nach DILBER (2013) ist die Nachbehandlung des Gärrests in der Kompostierung. Die Emissionen, die dabei entstehen, werden in Kapitel 11.4 diskutiert.

- Anlieferung und Aufbereitung von Abfällen

Es wird angesetzt, dass die Emissionen bei der Aufbereitung von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfall gleich wie bei der Kompostierung sind (siehe Kapitel 5.6.4).

- Entwässerung des Gärrests

CUHLS et al. (2008) schätzen die Emissionen während des Abpressens und der Bereitstellung des Gärrestes mit 460 g CH_4/t FM, 17 g N_2O/t FM, 8 g NH_3/t FM und 230 g VOC /t FM ab.

- Lagerung des Gärrests

Nach der Fest/Flüssigtrennung bis zur Ausbringung bzw. Nachbehandlung des Gärrestes wird dieser in der Regel offen gelagert (M. KERN et al., 2008). Dabei kommt es zur Bildung von folgenden klimarelevanten Emissionen:

Methan

Der Gärrest enthält methanbildende Mikroorganismen, die auch in Lagerbehältern einen zwar langsameren Abbau verbliebener organischer Substanz bewirken, es aber trotzdem noch zur Biogasbildung kommt. Je kürzer die Verweilzeit des Substrates im Fermenter ist, desto höher ist das Restgaspotenzial, insbesondere in Form von Methanemissionen, aus der Lagerung. Bei offenem Gärrestlager kann es demnach zu einem Verlust an nutzbarem Biogas kommen (LAMPERT et al., 2011). Durch geschlossene Gärrestlagerung mit Restgasnutzung könnten diese Emissionen vermieden werden (M. KERN et al., 2008).

Nach der Fachagentur nachwachsender Rohstoffe (FNR, 2004) können die Methanemissionen ein Ausmaß zwischen 2,5 und 15% des produzierten Methans ausmachen. Diese Angaben beziehen sich auf Vergärungsanlagen mit landwirtschaftlichen Abfällen und nachwachsenden Ressourcen als Inputmaterial. Die Verluste hängen neben der Verweilzeit auch vom Anlagentyp ab (einstufig bis mehrstufig). Nach CUHLS et al. (2008) entstehen bei der Lagerung des Gärrestes 2000 g/t Input FM Methanemissionen.

Lachgas

„Lachgas kann in sehr geringen Mengen unter anaeroben Bedingungen beim Abbau von Nitrit und Nitrat in Verbindung mit leicht abbaubaren organischen Verbindungen entstehen (Denitrifikation) oder unter aeroben Verbindungen durch die Nitrifikation des Ammoniums“ (LAMPERT et al., 2011). Die Messungen nach CUHLS et al. (2008) ergeben im Mittelwert 2 g/t Input FM. Nach VOGT et al. (2008) sind die Lachgasemissionen aus der Lagerung vernachlässigbar.

Ammoniak

Aus nicht abgedeckten Gärrestlagern kommt es zu größeren Ammoniakverlusten, die nach VOGT et al. (2008) auf 93 bzw. 120 g/t FM geschätzt werden. Diese Berechnungen beziehen sich jedoch auf Schweinemist und Rindergülle als Inputmaterial. CUHLS et al. (2008) kommen in ihrer Studie zum Ergebnis, dass 80 g/t FM Ammoniak entsteht.

Zusammenfassung der Emissionen

Im Folgenden werden für die weiteren Betrachtungen der entstehenden Emissionen bei der Vergärung die Messungen nach CUHLS et al. (2008) herangezogen, welche in Tabelle 29 zusammengefasst sind. Die Daten beziehen sich auf eine Trockenvergärung mit Bio- und Grünschnitt als Inputmaterial. Aus der Tabelle sind auch die ökologisch relevanten VOC Konzentrationen ersichtlich. Es bleibt anzumerken, dass die hohen Methanemissionen aus der Gärrestlagerung von einem offenen Gärrestlager herführen. Durch geschlossene Lagerung besteht hier entsprechendes Verbesserungspotential.

Tabelle 29 Emissionen aus der Vergärung nach CUHLS et al. (2008)

Emissionen/ Emissionsquelle	CH_4 [g/t Input FM]	N_2O [g/t Input FM]	NH_3 [g/t Input FM]	VOC [g/t Input FM]
Anlieferung und Aufbereitung	100	12	6	70
Abpressung Gärrest; Bereitstellung Gärrest fest	460	16	8	230
Lagerung Gärprodukt flüssig	2000	2	80	400
Gesamt	**2.560 (2.100-3.600)**	**30 (17-35)**	**104 (55-155)**	**700 (370-970)**

5.8 Sachbilanz Hydrothermale Carbonisierung

5.8.1 Abfallinput für die Hydrothermale Carbonisierung

Als Input für die HTC-Anlage werden alle ausgewählten Abfallarten außer Holz behandelt betrachtet, welches einen zu niedrigen Wassergehalt aufweist und aufgrund der Konsistenz nicht geeignet ist.

Als eine Möglichkeit der Inputmischung für die Hydrothermale Carbonisierung wird ein Mischverhältnis nach DILBER (2013) von 58 % FM Bioabfall, 18 % FM Grünschnitt und 24 % FM Küchen- und Speiseabfall gewählt. Dabei wird ein Wassergehalt von ca. 59 % FM und ein TOC-Gehalt von 51 % TM erreicht (Inputmischung). Zu berücksichtigen ist, dass DILBER (2013) für die HTC-Anlage aufgrund der Materialverfügbarkeit bei Verfahrenskombinationen empfiehlt, Klärschlamm als Monosubstrat zu führen bzw. mit Gärrest zu mischen. Die Mischung von Klärschlamm mit Gärrest wird in diesem Kapitel nicht weiter angeführt. Diese Verfahrenskombination Vergärungsanlage mit HTC wird in Kapitel 11.4 untersucht.

Die relevanten Parameter, die die Abfallzusammensetzung näher beschreiben, werden für die spezifischen Abfallfraktionen und -mischung in Tabelle 30 dargestellt.

Tabelle 30 Inputmaterialien und -mischung für die HTC

Parameter	Bio-abfall	Grün schnitt	Küchen- u. Speiseabfall	Papier Schlamm	Klär schlamm	Input mischung
WG [% FM]	60	39	73	57	67	59
oTM [kg/t Input FM]	250	550	230	260	190	300

5.8.2 Stoffstrombilanz für die Hydrothermale Carbonisierung

In weiterer Folge werden die Input- und Outputströme der Verfahrensschritte der Hydrothermalen Carbonisierung genauer betrachtet und beschrieben. Abbildung 5 gibt einen Überblick über die Stoffströme einer HTC-Anlage am Beispiel Bioabfall. Die Werte beziehen sich auf eine Tonne Input (Feuchtmasse).

Die HTC wird in folgende Verfahrensschritte gegliedert:

1. Aufbereitung (Zerkleinerung, Siebung und Störstoffabtrennung)
2. Mixing Tank
3. HTC Reaktor
4. Produkt/Wasserseparierung
5. Trocknung (fakultativ)

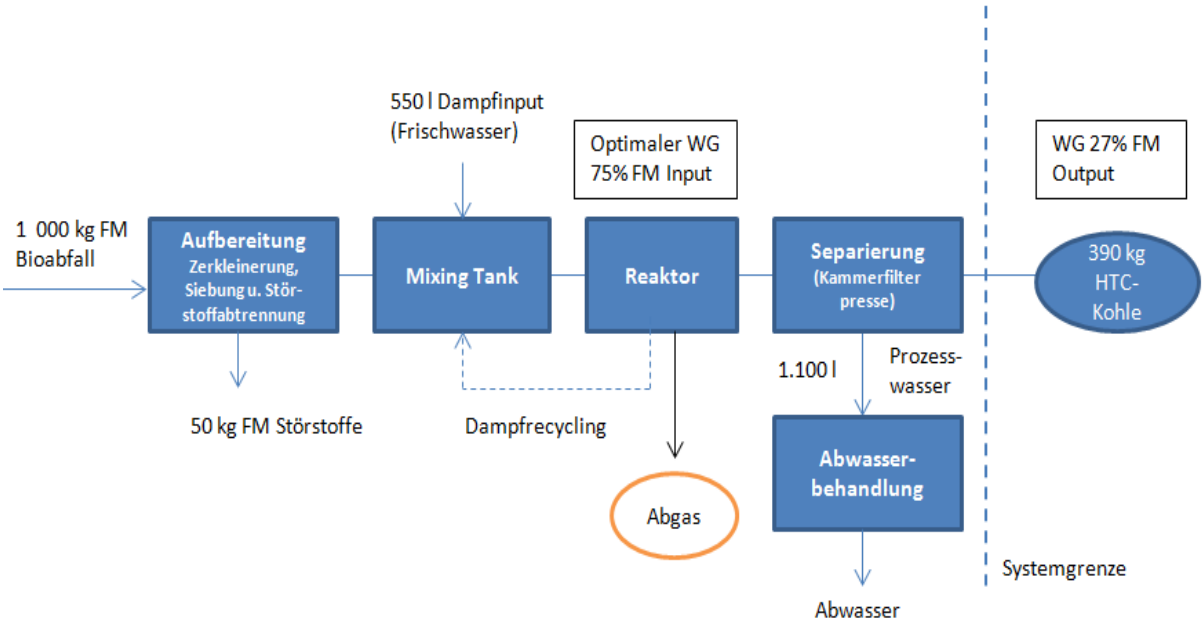


Abbildung 10 Stoffstrombilanz – Hydrothermale Carbonisierung (bezogen auf 1 t Input FM)

6. *Aufbereitung*

Wie aufwendig die Biomasse aufbereitet werden muss, hängt vom Ausgangsmaterial ab. Wie bereits erwähnt, soll diese vor allem kunststoff- und sandfrei sein und auf kleiner als 3 cm gesiebt werden (S. NEUMANN, 2013).

Aufgrund der beschränkten Datenverfügbarkeit werden im Folgenden für die Störstoffabscheidung die gleichen Annahmen wie bei der Aufbereitung für die Vergärung und Kompostierung getroffen. Für Küchen- und Speiseabfall wird der Anteil an Störstoffen mit 1 % FM und bei Bioabfall mit 5 % FM definiert (siehe Kapitel 5.6.2.) Für die Abfallfraktion Grünschnitt wird angenommen, dass keine Störstoffentfrachtung notwendig ist (LECHNER et al., 2005). Dies gilt auch für Papierschlamm und Klärschlamm.

7. *Mixingtank*

Das Inputmaterial soll auf einen WG von 75 % FM eingestellt werden (S. NEUMANN, 2013). Demzufolge sind für die Abfallfraktionen Bioabfall, Grünschnitt, Papierschlamm, Klärschlamm und für die Inputmischung eine Wasserzugabe notwendig, da sie einen zu niedrigen WG aufweisen. Die benötigten Wassermengen sind in Tabelle 31 angeführt. Dabei sollte möglichst wenig Wasser eingespeist werden, um die Aufheizungsenergie für das im Abfall gebundene Wasser zu sparen (VOGT und FEHRENBACH, 2012). Küchen- und Speiseabfälle haben einen höheren

Wassergehalt und deshalb erfolgt hier keine weitere Konditionierung. Am Beispiel der Anlage der Firma AVA-CO2 wird das Frischwasser in Form von Dampf eingebracht. Zudem wird behauptet, einen Teil des Prozesswassers zum Anmischen des Inputmaterials wiederverwenden zu können (S. NEUMANN, 2013).

Tabelle 31 Konditionierung einer t FM Inputmaterial für die HTC

Parameter	Bio-abfall	Grün schnitt	Küchen- und Speiseabfall	Papier-schlamm	Klär-schlamm	Input mischung
WG [% FM]	60	39	73	57	67	59
Wasserinput [l/ t Input FM]	550	1.400	-	700	300	600
Störstoffabscheidung	50	-	10	-	-	30
Input für HTC [kg FM]	**1.500**	**2.400**	**990**	**1.700**	**1.300**	**1.570**

8. HTC Reaktor - Carbonisierungsprozess

Das aufbereitete Substrat wird im nächsten Schritt in den HTC-Reaktor gepumpt. Unter Druck und erhöhter Temperatur (180-200 °C) setzt die schwach exotherme Zersetzung der Organik ein. In dieser Phase wird Wasser von den organischen Komponenten abgespalten, wobei auch organische Bestandteile in Lösung gehen (VOGT und FEHRENBACH, 2012). In Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial sowie Prozessbedingungen, insbesondere Temperatur, Druck und Verweilzeit, entsteht zu unterschiedlichen Anteilen Gas, HTC-Kohle und Prozesswasser.

Bei Prozesstemperaturen zwischen 180-250 °C und einer Verweildauer von 1 bis 12 Stunden bei 20 bar Druck entsteht aus etwa 2-5 % FM Abgas. Der Großteil der Biomasse verbleibt dabei in der Festphase bzw. HTC-Kohle (50-80 % FM). Der flüssige Anteil liegt bei 5-20 % FM (LIBRA et al., 2011 zit. bei HELFRICH et al., 2011).

RICHARTS (2010) kommt aufgrund von Laboruntersuchungen zu folgender Massenausbeute bezogen auf die Trockensubstanz für untersuchte Inputmaterialien: Ast- und Heckenschnitt 76 %, Gärrest 75 %, Stroh 61 %, Rinde 74 %, Zuckerrübenschnitzel 59 %. Der Versuch wurde bei 197 °C, einem Betriebsdruck von 14,5 bar und einer Verweildauer von ca. 4,5 Stunden durchgeführt.

RAMKE et al. (2010) untersuchten HTC Verfahren mit den Inputmaterialien Speiseabfall, Bioabfall, Gärrest, Grünschnitt, Laub und Klärschlamm. Die Massenausbeute bezogen auf TM ist in Tabelle 32 dargestellt. Dabei wurden unterschiedliche Prozessvariationen, von 190-235 °C und einer Verweildauer von 5 bis 12 Stunden durchgeführt.

Das deutsche Biomasse Forschungszentrum in Leipzig erprobte in seinen Untersuchungen Inputmaterialien wie Bioabfall, Grünschnitt, Gärrest, Reststoffe aus der Lebensmittelindustrie, gartenbauliche und landwirtschaftliche Reststoffe und Klärschlämme. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass bei einem Input von 100 kg Trockenmasse sich 75 bis 85 kg in der HTC-Kohle befinden, 5-15 kg in Lösung und 5-10 kg in die gasförmige Phase übergehen (CLEMENS, 2011).

Tabelle 32 fasst die beschriebenen Daten aus der Literatur zusammen. Daraus ist ersichtlich, dass die Massenausbeute bezogen auf TM zwischen den einzelnen Inputmaterialien variiert. Küchen- und Speiseabfall weist mit 35 % eine geringere Ausbeute als Klärschlamm oder Gärrest mit 72 % auf. Da zu den einzelnen Inputmaterialien jedoch wenige Daten verfügbar sind, wird in dieser Arbeit eine mittlere Massenausbeute von ca. 70 % bezogen auf TM berechnet. Es soll aber erwähnt werden, dass das nur eine grobe Abschätzung ist, um einen Verfahrensvergleich zu ermöglichen. Die Massenausbeute ist abhängig vom Inputmaterial und zudem von den Prozessparametern.

Tabelle 32 Massenausbeute in % TM – Hydrothermale Carbonisierung

Inputmaterial	Massenausbeute in % TM		
	RAMKE et al. (2010)	RICHARTS (2010)	CLEMENS (2011)
Speiseabfall	35	-	75-85
Bioabfall	68	-	
Gärrest	72	75	
Grünschnitt	59	76	
Laub	70	-	
Klärschlamm	72	-	
Ausgewählter Mittelwert	**70**		

Nach VOGT und FEHRENBACH (2012) wird bei Grünabfällen 2-3 % der organischen Trockensubstanz in einen gasförmigen Zustand überführt. CLEMENS (2011) kommt zu dem Ergebnis, dass 3-5 % der oTM ins Gas umgewandelt werden. Die Überführung von Elementen wie As, Cu, N, P und K in die Gasphase wird als vernachlässigbar eingeschätzt (ESCALA et al., 2011). Der überwiegende Anteil der TM der ausgewählten Inputmaterialien besteht aus organischen Substanzen. Da es sich hier um geringe Mengen handelt, wird zur Vereinfachung angenommen, dass sich 3 % der TM (ausschließlich organisch) im Gas wiederfinden.

Demzufolge wird für die Massenbilanz angenommen, dass 70 % der TM in der HTC-Kohle verbleiben, 3 % der TM in einen gasförmigen Zustand überführt werden und demnach 27 % der TM ins Prozesswasser verloren gehen. Aufbauend auf diesen Annahmen, wird eine Massenbilanz erstellt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 33 dargestellt.

Tabelle 33 Massenbilanz der TM im HTC Prozess für die ausgewählten Abfallfraktionen

	Parameter	Bio-abfall	Grün schnitt	Küchen- u. Speise Abfall	Papier-schlamm	Klär-schlamm	Input Mischung
Aufbereitetes Inputmaterial	TM [kg/t Input FM]	380	610	270	430	230	390
HTC Prozess: 70 % TM in der HTC-Kohle; 27 % TM ins Prozesswasser; 3 % TM ins Gas							
TM ins Gas	TM [kg/t Input FM]	10	15	10	15	10	12
TM ins Prozesswasser	TM [kg/t Input FM]	100	165	70	115	90	105
HTC-Kohle	**TM [kg/t Input FM]**	**270**	**430**	**190**	**300**	**230**	**273**

9. Produkt-/Wasserseparierung

Nach der Carbonisierung wird der gebildete Kohleschlamm aus dem HTC Reaktor abgelassen, dabei entweicht das Abgas. Die gebildeten Mengen an Kohleschlamm werden in Tabelle 34 dargestellt.

Tabelle 34 Kohleschlammbildung HTC

	Parameter	Bio-abfall	Grün schnitt	Küchen-Speiseabfall	Papier-schlamm	Klär-schlamm	Input Mischung
Aufbereitetes Inputmaterial in den HTC Reaktor (+Wasserinput)	kg	1.500	2.400	990	1.700	1.300	1.570
TM ins Gas (Abgas)	kg	-10	-15	-10	-15	-10	-12
Kohleschlamm	**kg**	**1.490**	**2.380**	**980**	**1.690**	**1.290**	**1.560**

Danach erfolgt eine Fest-Flüssig-Trennung des Kohleschlammes. Der feste Bestandteil wird als HTC-Kohle bezeichnet, welche einen Wassergehalt zwischen 25 bis 30 % FM aufweist (WG 30 % FM – S. NEUMANN, 2013; WG 24 % FM - RICHARTS, 2011; WG 25 % FM - RAMKE et al., 2010; WG 30% FM - ESCALA et al., 2011).

Für die Massenbilanz wird auf Basis der angeführten Literaturquellen ein mittlerer WG-Wert von 27 % FM angenommen. Demzufolge fallen für die ausgewählten Abfallfraktionen die in Tabelle 35 dargestellten Mengen an Prozesswasser an.

Tabelle 35 Fest/Flüssig Trennung des Kohleschlammes für die ausgewählten Abfallfraktionen

	Parameter	Bio-Abfall	Grün-schnitt	Küchen- u. Speisabfall	Papier-schlamm	Klär-schlamm	Input Mischung
Kohleschlamm	Kg	1.490	2.380	980	1.690	1.290	1.560
Produkt-/Wasserseparierung: HTC-Kohle wird auf einen WG 27 % FM entwässert.							
Prozesswasser	L	1.120	1.770	720	1.270	970	1.170
Output HTC-Kohle (WG 27 % FM)	**kg/t Input FM**	**370**	**610**	**260**	**420**	**320**	**390**

10. Trocknung

Je nachdem in welcher Form anschließend die HTC-Kohle eingesetzt wird, ist eine thermische Trocknung notwendig oder nicht. Für eine anschließende energetische Nutzung wird die Kohle auf einen TM-Gehalt von 95 % getrocknet (S. NEUMANN, 2013).

Output: Kohlequalität

Der Inkohlungsgrad der Kohle gibt Auskunft über die Stabilität der Kohle im Boden und über die Energiedichte der Kohle, welcher sich aus dem molaren H/C und O/C-Verhältnis ableiten lässt. Je geringer das Verhältnis, desto stabiler die Biokohle (SCHMIDT et al., 2012). HTC Kohle liegt nach Untersuchungen von CLEMENS (2011) und AHLBORN und WALLMANN (2011) im Bereich der Braunkohle (siehe Abbildung 11).

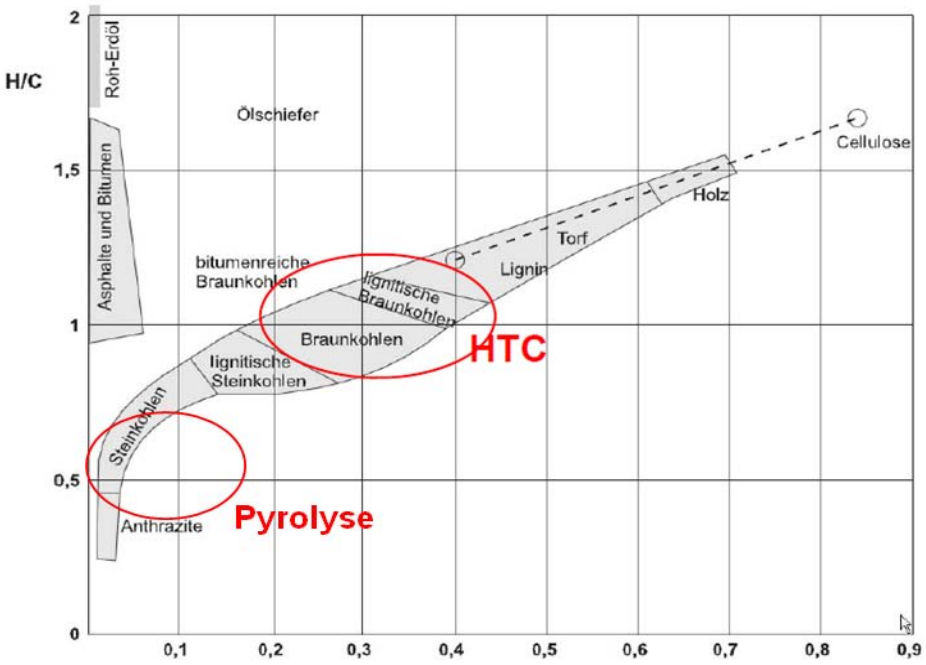


Abbildung 11 Inkohlungsdiagramm (CLEMENS, 2011)

Derzeit wird diskutiert, ob die HTC-kohle als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft oder als Torfsubstitut im Gartenbau eingesetzt werden kann. Untersuchungen zeigen aber, dass die HTC-Kohle nicht nur einen positiven, sondern auch einen negativen Einfluss auf das Pflanzenwachstum haben kann (BARGMANN et al., 2013). BARGMANN et al. (2013) erforschten mittels Keimfähigkeitstest die phytotoxische Wirkung von HTC-Kohle aus verschiedenen Inputmaterialien. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass die HTC-Kohle und das HTC Prozesswasser aufgrund von organischen Schadstoffen das Wachstum der Pflanze hemmen kann.

RAMKE et al. (2012) unterscheiden zwischen zwei Ursachen der Schadstoffbildung:

1. Schadstoffe, die mit dem Inputmaterial eingetragen werden, wie Schwermetalle und chlorierte Kohlenwasserstoffe.

Derzeit ist noch nicht klar, ob sich Schwermetalle in der flüssigen oder festen Phase aufkonzentrieren oder ob bestimmte organische Schadstoffe in der HTC zerstört werden.

2. Schadstoffe, die während der Carbonisierung entstehen

Neu entstandene Schadstoffe wie BTEX (Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole), PAK, LHKW (Leichtflüchtige Halogenierte Kohlenwasserstoffe) oder PCB wurden in der HTC Kohle bisher nicht nachgewiesen, jedoch Phenole in hohen Konzentrationen, zudem noch eine Reihe von organischen Säuren wie Furan oder Furaldehyd.

Prozesswasserqualität

Nach Untersuchungen der AutorInnen RAMKE et al. (2010) ist das Prozesswasser überwiegend sauer. Dabei reicht der pH-Wert von 3,7 bis 5,2. Die organische Belastung lag zwischen 10.000–40.000 mg/l für den BSB_5 (Biochemischer Sauerstoffbedarf) und zwischen 14.000–70.000 mg/l für den CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf). Der organische Kohlenstoff wurde in einer Bandbreite von 9.000–36.000 mg/l nachgewiesen. Der Mittelwert liegt bei ca. 17.000 mg/l. Die angegebenen Werte sind abhängig vom Substrat und von den Prozessbedingungen.

Die aeroben Abbautests zeigten, dass das Prozesswasser des HTC-Prozesses gut biologisch abbaubar ist, was sich im relativ hohen BSB_5/CSB Verhältnis widerspiegelt. Dies ist nach RAMKE et al. (2010) auf den hohen Anteil an leicht abbaubaren Fettsäuren im Prozesswasser zurückzuführen. Nach den Ergebnissen der Analysen können die im aerob behandelten Prozesswasser verbleibenden Stoffe gut an Aktivkohle adsorbiert werden.

Zudem bestätigten die anaeroben Abbautests die gute Abbaubarkeit. Das in den Untersuchungen ermittelte Gaspotential der flüssigen Phase beträgt ca. 800 ml/g TOC im Prozesswasser. Das bedeutet, das anfallende HTC-Prozesswasser könnte in einer Vergärung weiterbehandelt werden und das entstehende Biogas energetisch genutzt werden. Die mehrfache Rückführung des HTC-Abwassers in den Prozess würde zudem die Gasausbeute erhöhen (RAMKE et al., 2010).

Derzeit werden Lösungen entwickelt, um die Belastungen des Prozesswassers zu reduzieren. Die Anlagenbetreiber der Firma AVA-CO2 empfehlen eine Reinigung mittels Umkehrosmose, die eine Trennung von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Permeat und biologisch schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Retentat erzeugt. Das Permeat könnte nach S. NEUMANN (2013) somit in einem Vorfluter eingeleitet werden. VOGT und

FEHRENBACHER (2012) beschreiben in ihrer Studie, dass derzeit ein physikalisches Reinigungsverfahren (überwiegend Umkehrosmose) erfolgsversprechend ist. Sie meinen aber, dass das Permeat mit der erhöhten C-Konzentration nicht in den Vorfluter ausgeleitet, sondern in einem weiteren Schritt in einer Vergärungsanlage verwertet werden soll. Nach VOGT und FEHRENBACH (2012) ist demnach eine anaerobe Abwasseraufbereitung ein notweniger Bestandteil einer HTC-Anlage.

ESCALA et al. (2011) untersuchten die Verteilung folgender Elemente in der HTC-Kohle und im Prozesswasser: Arsen (As), Kupfer (Cu), Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kalium (K). Als Probe wurden Klärschlämme herangezogen. Bei den durchgeführten Analysen wurde die Gasphase nicht mit einbezogen, da sie als vernachlässigbar eingeschätzt wurde. Im Vergleich zu den Ausgangsgehalten wurden ca. 95 % des an Cu und P und 100 % des eingebrachten As zu im Prozesswasser nachgewiesen. Dagegen verblieben ca. 55 % am Gesamtstickstoff und Mg in der HTC-Kohle. ESCALA et al. (2011) weisen jedoch darauf hin, dass es sich aufgrund analytischer Ungenauigkeiten um Schätzungen handelt.

Die hohe Belastung des Prozesswassers bestätigt die Studie nach BARGMANN et al. (2013), die die phytotoxische Wirkung von HTC-Prozesswasser mit Keimfähigkeitstests untersuchen. Als Inputmaterial werden Grünschnitt, Holz, Stroh, Gärrest und Pferdemist hydrothermisch behandelt. Sie fanden heraus, dass das Prozesswasser eine hemmende Wirkung auf die Keimfähigkeit von Pflanzen hat. Wenn das Prozesswasser aber vorher kühl gelagert (im Versuch 3 Monate) oder behandelt wird, dann wird dieser negative Effekt reduziert.

Störstoffe

Durch die Störstoffentfrachtung und Siebung fallen 50 kg/t Input FM bei Bioabfall und 10 kg/t Input FM bei Küchen- und Speiseabfällen an. In dieser Arbeit wird angenommen, dass für die Inputmischung 31 kg/t Input FM abgeschieden werden. Diese Rückstände bestehen vor allem aus Metall, Kunststofffolien und Inertabfällen, welche in der Regel stofflich verwertet bzw. in einer MVA entsorgt werden (VOGT et al., 2002).

10.1.1 Energiebedarf

Für die Herstellung von HTC-Kohle werden sowohl elektrische Energie (Prozessführung) als auch thermische Energie (Heizenergie) benötigt.

Elektrischer Energiebedarf

Für die Betriebsführung der Anlage wie Rührwerk, Pumpe, Kammerfilterpresse ist elektrische Energie notwendig, welche nach VOGT und FEHRENBACH (2012) mit 50 kWh/t Input FM inkl. Aufbereitung abgeschätzt wird. Nach den Angaben der Anlagenbetreibenden der Firma Terra Nova wird insgesamt 40,5 kWh/t Input FM exkl. Aufbereitung benötigt (BUTTMANN, 2011).

Thermischer Energiebedarf

Der HTC-Prozess ist ein exothermer Prozess und setzt während der Carbonisierung Energie frei. „Diese freiwerdende Reaktionswärme hilft dabei die Temperatur im HTC Reaktor nach Beginn der Carbonisierung auf die Soll-Temperatur zu erhöhen und auf

diesem Temperaturniveau zu halten, wodurch im Idealfall nicht weiter von außen Energie zugeführt werden müsste“ (ESCALA et al., 2011). Die anfangs benötigte Energie für das Aufheizen der Biomasse kann durch die Rückführung der Abwärme und überschüssige Reaktionswärme gesenkt werden (ESCALA et al, 2011).

Nach VOGT und FEHRENBACH (2012) reicht jedoch die durch die Exothermie bereitgestellte Wärme nicht aus, um den Wärmebedarf zu decken. Der thermische Energiebedarf liegt je nach Effizienz der Wärmerückgewinnung zwischen 70 kWh/t und 170 kWh/t bezogen auf Input FM. Je feuchter das Inputmaterial ist, umso mehr Energie wird benötigt, um das in der Biomasse gebundene Wasser auf die Prozesstemperatur aufzuheizen (VOGT und FEHRENBACH, 2012).

ESCALA et al. (2011) berechnen in ihrer Machbarkeitsstudie die theoretische Energiebilanz der HTC Behandlung für unstabilisierten und stabilisierten Klärschlamm. Im Versuch wurden die Inputmaterialien bei 205 °C sieben Stunden carbonisiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 36 dargestellt. Demzufolge werden 422 bzw. 544 MJ/t Input FM benötigt, um ein Temperaturniveau bis zum Start der Carbonisierung zu erreichen. Hingegen ist es möglich, die Reaktionswärme (87 bzw. 35 MJ/t FM) und die Abwärme (360 bzw. 337 MJ/t) zurück zu gewinnen. Die rückgewonnene Energie kann auch hier nicht die Wärmeverluste kompensieren. Demnach ist es notwendig, thermische Energie von 97 MJ/t bzw. 27 kWh/t bei unstabilisiertem und 51 MJ/t bzw. 14 kWh/t bei stabilisiertem Klärschlamm hinzuzuführen.

Tabelle 36 Wärmeenergiebedarf der HTC für 1 t FM Input (ESCALA et al.,2011)

Input – Output Bilanz	Klärschlamm (unstabilisiert)	Klärschlamm (stabilisiert)
Heizenergie bis Start Carbonisierung (MJ/t)	+544	+422
Rückgewinnbare überschüssige Reaktionswärme (MJ/t)	-87	-35
Rückgewinnbare Energie von Soll-Temperatur bis Endtemperatur (MJ/t)	-360	-337
Energiebedarf(MJ/t)	**97**	**51**
Energiebedarf (kWh/t)	27	14

Nach BUTTMANN (2011) werden für die Verwertung von Klärschlamm ohne Rückführung der Wärme 170 kWh/t benötigt. Bei ca. 200 °C und 20-25 bar Druck findet die Carbonisierung des Klärschlammes statt.

Nach den Anlagenbetreiber/innen der Firma Suncoal werden für die Herstellung von HTC-Kohle aus Grünschnitt und Bioabfall insgesamt 100 kWh/t Strom und Gas verbraucht. Die aufbereitete Biomasse wird bei ca. 200 °C und 20 bar Druck in wenigen Stunden zur HTC-Kohle umgewandelt.

Gesamter Energiebedarf

Die Literaturdaten zu den Energieverbräuchen, welche in Tabelle 37 zusammengefasst sind, schwanken sehr stark. Die Daten nach ESCALA et al. (2011) wurden mit Hilfe von entsprechenden Formelwerken theoretisch berechnet. Die restlichen Daten stammen von Anlagenbetreiber/innen und sind gegenüber den

theoretisch ermittelten Werten höher, d.h. in der Praxis sind die Wärmeverluste größer.

Der für diese Arbeit gewählte Energiebedarf ist nur eine Abschätzung, um die Verfahren zu vergleichen. Auch hier hängt der Verbrauch vom Inputmaterial und Prozessführung ab.

Tabelle 37 Gesamter Energiebedarf für die HTC Anlage

Elektrische Energie [kWh/t]	Wärmeenergie [kWh/t]	Reaktions bedingungen	Substrat	Literatur
50	150 (70-170)	k.A.	k.A.	VOGT und FEHRENBACH, 2012
40,5	170	200°C; 20-25 bar	Klärschlamm	BUTTMANN, 2011
-	17-24	205 °C, 7 Stunden	Klärschlamm	ESCALA et al., 2011
100		200°C, 20 bar	Grünabfälle, Bioabfall	SUNCOAL, 2011
45 (40-50)	**150 (70-170)**			**Gewählter Energiebedarf**

10.1.2 Emissionen in die Luft beim HTC Prozess

Emissionen in die Luft entstehen bei der Aufbereitung der Inputmaterialien Bioabfall und Küchen- und Speiseabfall und beim Ablassen des Kohleschlammes aus dem HTC-Reaktor (Abgas/Prozessgas). Weitere Emissionsquellen sind derzeit noch nicht erforscht.

1. Aufbereitung von Abfällen

In dieser Arbeit wird angenommen, dass die Emissionen bei der Aufbereitung von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfall im selben Ausmaß wie bei der Kompostierung entstehen (siehe Kapitel 5.6.4).

2. Prozessgas

Während des HTC Prozesses geht ein geringer Teil (ca. 5-10 %) der organischen Substanz in eine gasförmige Phase über. Die freigesetzte Gasmenge liegt durchschnittlich zwischen 40 und 50 NL/kg TM Input (RAMKE et al, 2010).

Das Prozessgas besteht mit 96 Vol.-% hauptsächlich aus CO_2. Ca. 3 Vol.-% des Gases bestehen aus CO und der restliche Anteil setzt sich aus CH_4 und Spuren von H_2, sowie anderen Kohlenwasserstoffen zusammen (KRAUSE, 2010; RAMKE et al, 2010). Dieses Abgas muss nach VOGT und FEHRENBACH (2012) wegen des Anteils an CO thermisch nachbehandelt werden, z.B. durch katalytische Nachoxidation oder durch Einspeisung in einen Verbrennungsprozess.

RAMKE et al. (2011) identifizierten einen Zusammenhang zwischen der Kohlenstofffracht in der Gasphase und den Prozessbedingungen. Sie schlussfolgern, dass jede Intensivierung durch Temperaturerhöhung bzw. Verweilzeitverlängerung mit einer Steigerung der C-Anteile in der Gasphase einhergeht. Der CO_2-Gehalt wird zwar nicht beeinflusst, jedoch steigt die Konzentration an Kohlenwasserstoffen an.

BERGE et al. (2011) untersuchten das Vorkommen von ökologisch relevanten Schadstoffen im Prozessgas. Im Versuch werden Papier, Küchen- und Speiseabfall, Bioabfall und Gärrest mittels HTC Verfahren im Labormaßstab behandelt. Sie kommen zu dem Schluss, dass 2-11 % des gesamten Kohlenstoffes in einen gasförmigen Zustand überführt werden. Die Hauptkomponente des Abgases ist CO_2, das in der Phase der *Decarboxilierung* (Abspaltung von CO_2) gebildet wird. Umweltschädlich sind vor allem die nachgewiesenen Furane im Prozessgas, die durch die thermische Behandlung von Cellulose, durch die Kondensierung von aromatischen Bestandteilen und/oder durch die thermale Oxidation von Fettsäuren entstehen. Beim Inputmaterial Gärrest wurden die geringste Gasmenge und die geringste Konzentration von Spurengasen nachgewiesen (BERGE et al., 2011).
Ein interessanter Aspekt nach BERGE et al. 2010 ist, dass die Gaszusammensetzung nicht signifikant vom Inputmaterial abhängt (BERGE et al., 2011).

Derzeit sind die Inhaltstoffe des Abgases nur wenig erforscht. Aufgrund der geringen Menge des Abgases in Relation zur Kohleausbeute und zum Aufkommen des Prozesswassers wird es in Studien oft als vernachlässigbar eingestuft. Nichtsdestotrotz lässt sich aus den bisherigen Ergebnissen (RAMKE et al, 2010; BERGE et al., 2011) ableiten, dass auch das Abgas ökologisch relevante Bestandteile beinhaltet, weshalb zu überprüfen ist, ob eine thermische Nachbehandlung notwendig ist.

10.2 Pyrolyse

10.2.1 Abfallinput für die Pyrolyse

Für die Behandlung in einer Pyrolyse-Anlage werden auf Basis der Ergebnisse nach DILBER (2013) alle ausgewählten Abfallarten untersucht. Bei Bioabfall, Küchen- und Speiseabfall, Klärschlamm und Papierschlamm ist eine Vortrocknung aufgrund des hohen Wassergehalts notwendig. Zudem kommt eine Ausbringung der Kohle aus Papier- und Klärschlamm aufgrund des Schwermetallgehalts nicht in Frage.

Als eine sinnvolle Mischung für die Pyrolyseanalyse werden 12 % FM Papierschlamm und 88 % FM Holz behandelt (Inputmischung) betrachtet. Durch die Zugabe von Holz wird der Wassergehalt so weit reduziert, dass eine Vortrocknung nicht mehr notwendig ist. Dabei entsteht ein WG von 17 % FM und 830 kg TM (siehe Tabelle 38).

Tabelle 38 Ausgewählte Inputmaterialien und –kombinationen für die Pyrolyse

Parameter	Bio-Abfall	Grün Schnitt	Küchen- u. Speiseabfall	Papier schlamm	Klär Schlamm	Holz behandelt	Input mischung
WG [% FM/t Input]	60	39	73	57	78	12	17
TOC [kg/t TM]	520	490	490	360	300	510	490

10.2.2 Stoffstrombilanz des Pyrolyseprozesses

In diesem Kapitel werden die Input- und Outputströme der Verfahrensschritte einer Pyrolyseanlage (Typ PYREG) genauer betrachtet und beschrieben. Abbildung 12 zeigt einen Überblick über die Stoffströme einer Pyrolyse Anlage.

Der Pyrolyseprozess wird in folgende Verfahrensschritte gegliedert:

1. Aufbereitung
2. Trocknung
3. Pyrolyse Reaktor
4. Brennkammer (Verbrennung des Pyrolysegases)

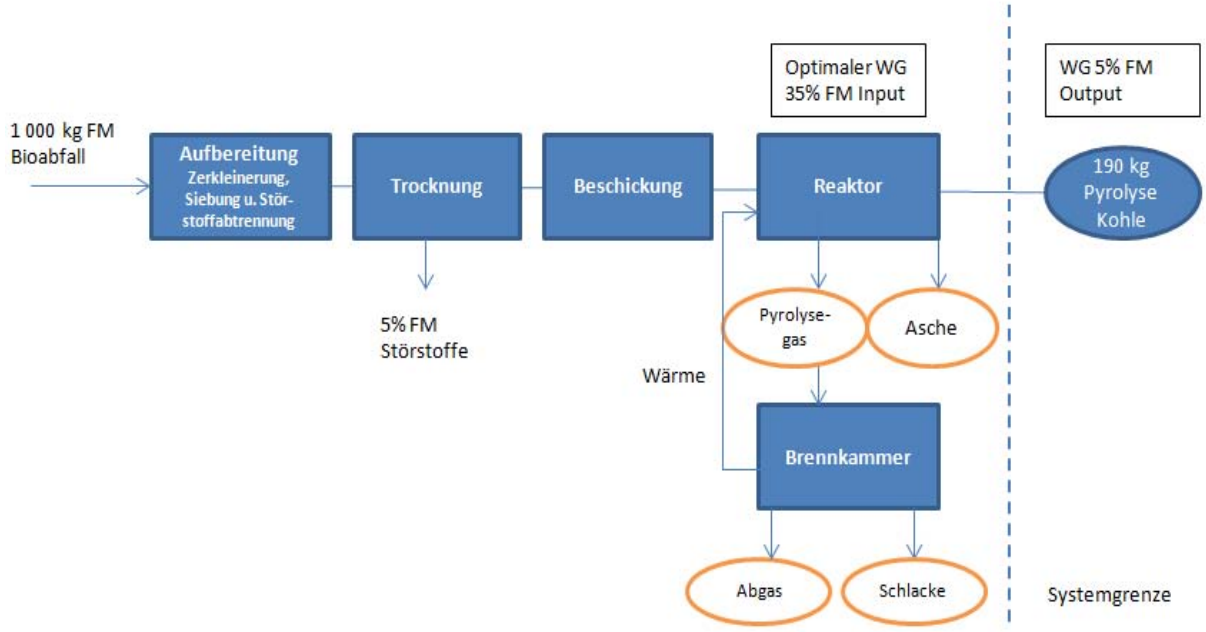


Abbildung 12 Stoffstrombilanz Pyrolyse (bezogen auf 1 t FM Input)

1. Aufbereitung

Das Inputmaterial wird auf 15 mm gesiebt. Kunststoff- und Verbundstoffanteile stellen keine Probleme für die Anlage dar, da Kunststoff und Karton in der Verbrennung zu Kohlenstoff vergasen. Störstoffe wie Metalle müssen vorher abgeschieden werden, weil diese den Prozess stören (DUNST, 2012). Demzufolge ist eine trockene Aufbereitung angemessen, die eine Siebung und eine Metallabscheidung beinhaltet. Mangels Verfügbarkeit von Daten werden auf Grund ähnlicher Ansprüche an das Inputmaterial wie bei der Kompostierung die gleichen Abscheideraten angenommen (siehe 4.1.1.).

2. Trocknung

Als Vorrausetzung für ein optimales Verfahren soll das Inputmaterial einen WG von 35 % FM aufweisen (DUNST, 2012). Materialien mit höherem WG müssen daher vorgetrocknet werden. Der Trocknungsprozess erweist sich jedoch als nicht wirtschaftlich, da große Mengen an nutzbarer thermischer Energie verbraucht

werden, und stellt für inhomogenes Ausgangsmaterial besondere Schwierigkeiten dar.

Lösungsmöglichkeiten dazu wären einerseits, dass die Trocknung umgangen und somit das Inputmaterial ohne Vortrocknung in den Pyrolysereaktor befördert wird. Der Rückgang der Pflanzenkohleausbeute sollte dabei marginal sein (PRÖLL, 2013). Andererseits könnte Inputmaterial mit einem zu hohen Wasseranteil mit einem Material mit niedrigem WG z.B. Holz oder Grünschnitt gemischt werden, um die optimalen Voraussetzungen in Hinblick auf den Wassergehalt (35 % FM) zu erfüllen.

Aufgrund der Inputmischung ist eine Trocknung nicht notwendig. Die anderen ausgewählten Inputmaterialien als Monosubstrat müssen jedoch thermisch vorbehandelt werden. Tabelle 39 zeigt, welche Wassermengen bei einer Trocknung verdampft werden müssen, um einen WG von 35 % FM zu erreichen.

Tabelle 39 Konditionierung des Inputmaterials für die Pyrolyse

	Bio-abfall	Grün-schnitt	Küchen- u. Speiseabfall	Papier Schlamm	Klär-schlamm	Holz behandelt	Input-mischung
Störstoffabtrennung [kg/t FM]	50	-	10				
WG [% FM]	60	39	73	57	78	16	17
Wasserverlust durch Trocknung des Inputmaterials auf einen WG von 35 % FM.							
Wasserverlust [l/t FM Input]	360	60	580	350	650	-	-
Input für Pyrolyse [kg/t FM]	**590**	**940**	**410**	**650**	**450**	**1.000**	**1.000**

3. Pyrolyse – Reaktor

Im nächsten Schritt wird das aufbereitete und gegebenenfalls getrocknete Inputmaterial mit einer Schnecke in den Pyrolyse-Reaktor befördert und sofort erhitzt. (DUNST, 2012).

In der betrachteten PYREG-Anlage wird das Inputmaterial bei 700 °C verkohlt. Dabei entstehen bei einem Biomassedurchsatz von max. 120 kg/h max. 40 kg/h Pyrolysekohle (GERBER, 2011). Dies entspricht einer Massenausbeute von ca. 33 % FM. Bezogen auf den TM-Gehalt gibt die Firma PYREG (2012) an, dass 66 % in der Kohle verbleiben.

AHLBORN und WALLMANN (2011) untersuchten die Verteilung der gasförmigen und festen Stoffe bezogen auf die Trockensubstanz. Dabei wird das Inputmaterial Treibsel, eine Mischung verschiedener Salzwiesenpflanzen und Holz, bei 650 °C 15 min lang pyrolysiert. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass ca. 40 % der TM in fester Form verbleiben und ca. 60 % in den gasförmigen Zustand überführt werden.

Aufgrund der theoretischen Modellierung einer Massenbilanz nach U. NEUMANN (2011) verbleiben 35 % der TM in der Pflanzenkohle. Die Daten basieren auf der PROBUSTOR Anlage, welche speziell für die Pyrolyse von Klärschlamm entwickelt wurde. Ein PROBUSTOR ist ein Zweikammer-Vollstahldrehrohr, bei dem das zugeführte Inputmaterial zuerst in der Pyrolysezone bei 300-350 °C und anschließend in der Oxidationszone bei 620-650 °C pyrolysiert wird.

Tabelle 40 fasst die Daten aus der Literaturstudie zusammen. Für die Massenbilanz relevant ist die Massenausbeute der Trockensubstanz, die für diese Arbeit als mittlerer Wert von 47 % angenommen wird.

Tabelle 40 Massenausbeute bei der Pyrolyse [% Massenanteil bezogen auf TM]

% TM in Pyrolysekohle	Inputmaterial	Quelle
40	Treibsel und Holz	AHLBORN und WALLMANN, 2011
66	Biogene Abfälle	PYREG, 2013
35	Klärschlamm	NEUMANN, 2011
47 (35-66)		**Gewählter Durchschnitt**

Die Annahme der Massenausbeute ist eine Schätzung basierend auf Literaturdaten, diese ist aber notwendig, um einen Verfahrensvergleich darstellen zu können. Wie oben angemerkt, hängt der Massenanteil der Pyrolysekohle von den Prozesstemperaturen, von der Verweilzeit und von der Zusammensetzung des Ausgangsmaterials ab. Zudem gibt es keine verfügbaren Literaturdaten zum Massenanteil der anfallenden Schlacke, welche in weiterer Folge nicht berücksichtigt wird.

Während des Prozesses verdampft der Großteil des in der Biomasse enthaltenen Wassers. Die Pyrolysekohle hat einen WG von 5 % FM (DUNST, 2012).

Aufgrund dieser Annahmen ergeben sich die Massenbilanzen für die ausgewählten Abfallfraktionen, welche in Tabelle 41 angeführt sind.

Tabelle 41 Massenbilanz der ausgewählten Abfallfraktionen bei der Pyrolyse

	Bio-Abfall	Grün-schnitt	Küchen- u. Speiseabfall	Papier -schlamm	Klär -schlamm	Holz behandelt	Input mischung
Aufbereitetes u. vorgetrocknetes Inputmaterial [kg/t FM]	590	940	410	650	500	1.000	1.000
53 % TM wird in einen gasförmigen Zustand überführt.							
TM gasförmig [kg/t FM]	200	320	140	230	175	470	440
Wasserverlust: Pflanzenkohle wird auf 5 % WG getrocknet							
Wasserverlust [l/t FM Input]	200	310	150	210	160	100	150
Output Pflanzenkohle WG 5 % FM/ Output.							
Pyrolysekohle [kg/t FM Input]	**190**	**310**	**120**	**210**	**165**	**430**	**410**

4. Brennkammer

Das aus dem Pyrolysereaktor entstehende Pyrolysegas wird in die Brennkammer weitergeleitet und dort nahezu vollständig verbrannt.

Das Pyrolysegas besteht aus Kohlenmonoxid (CO), Wasserstoff (H_2), Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) sowie weiteren Kohlenwasserstoffverbindungen und PAKs (Polyzyklischen Aromatische Kohlenwasserstoffe) (U. NEUMANN, 2011; GERBER, 2011). Die Zusammensetzung des Pyrolysegases ist in Tabelle 42 zusammengefasst. Des Weiteren kommt es zur Anreicherung von Hg und Cd in der Gasphase sowie zur Bildung von Schadstoffen wie NH_3, H_2S, HCl und HCN (Cyanwasserstoff) und zur Entstehung von Wasserdampf (KÜGLER et al., 2004).

Nach dem HD-PAWATHERM-Verfahren der Firma UC Prozesstechnik GmbH für die Behandlung von Klärschlamm wird das Pyrolysegas in weiterer Folge abgekühlt und gereinigt. Dabei wird aus dem Gaswäscher das Wasser und Ölkondensat in einem Behälter abgeführt und entsorgt. Soweit erforderlich werden die Schwermetalle Hg und Cd in einem nachgeschalteten Aktivkohlefilter aus dem Pyrolysegas abgetrennt und extern entsorgt (KÜGLER et al., 2004; S. KERN, 2011).

Bei der PYREG Anlage wird das Pyrolysegas ohne Reinigung bei ca. 1.000 °C im so genannten FLOX-Verfahren (Flammlose Oxidation) verbrannt (GERBER, 2011).

Tabelle 42 Zusammensetzung des erzeugten Pyrolysegases (U. NEUMANN, 2011)

Inhaltsstoff	Massen in %
CH_4	7
H_20	28
CO_2	17
CO	25,5
H_2	0,5
C_2H_2	4
$C_xH_yO_z$	18
Gesamt	**100**

Output: Kohlequalität

Wie bereits erwähnt, lässt sich aus dem molaren H/C und O/C-Verhältnis der Inkohlungsgrad der Kohle ableiten. Nach AHLBORN und WALLMANN (2011) befindet sich die Pyrolysekohle im Bereich der Steinkohle (Anthrazit) (siehe Abbildung 11).

Die Schwankungen der Nährstoff- und Schwermetallgehalte verschiedener Pyrolysekohlen sind aufgrund unterschiedlicher Ausgangsmaterialien und Prozessbedingungen sehr hoch. SCHMIDT et al. (2012) nehmen an, dass fast die gesamte Menge an Schwermetallen der ursprünglich enthaltenen Biomasse im Endprodukt erhalten bleibt. Auch S. KERN (2010) beschreibt, dass der Großteil der Schwermetalle bei Temperaturen zwischen 450-630 °C in der Pyrolysekohle verbleibt.

Unter der Annahme, dass die Schwermetalle in der Kohle verbleiben, wird aufgrund der Massenbilanz der Schwermetallgehalt der untersuchten Abfallarten berechnet. Für die Beurteilung der Qualität werden die in der Richtlinie für Zertifizierung von

Pflanzenkohle definierten Grenzwerte herangezogen. Die Ergebnisse für die Inputmaterialien sowie die Grenzwerte für die Pflanzenkohle Basic und Premium sind in Tabelle 43 dargestellt.

Demnach entsprechen Pyrolysekohle aus Bioabfall, Grünschnitt, Küchen- und Speiseabfällen und Holz behandelt einer Pflanzenkohle Basic, d.h. diese können in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Als zulässiges Inputmaterial ist jedoch Holz behandelt nicht in der Richtlinie aufgelistet. Die Behandlung von Papierschlamm ist derzeit nur möglich, wenn dieser aus unbehandelten Holzfasern stammt. Der charakterisierte Papierschlamm in dieser Arbeit ist jedoch das Abfallprodukt aus einer konventionellen Zellstoff- und Papierherstellung und weist zu hohe Schwermetallwerte auf (siehe Tabelle 43).

Tabelle 43 Schwermetallgrenzwerte der Pflanzenkohle Basic und Premium (SCHMIDT et al., 2012)

Schwermetall	Basic	Premium	Bioabfall	Grünschnitt	Küchen- u. Speiseabfall	Papierschlamm	Holz behandelt
mg/kg TM							
Pb	150	120	4,6	3,2	1,7	66	6
Cd	1,5	1	0,4	0,3	0,18	2,5	0,4
Cu	100	100	20	21,6	21,2	127	9,6
Ni	50	30	5,7	8	16	40	6,5
Hg	1	1	0,05	0	0,12	0,47	0,06
Zn	400	400	85	114,6	62	196	107
Cr	90	80	9	8	4,65	41,6	26

Wenn aber Papierschlamm gemeinsam mit biogenen Abfällen aufbereitet und behandelt wird, wie bei der vorgeschlagenen Inputmischung, dann würde das Produkt die Grenzwerte der Basic Pflanzenkohle einhalten (siehe Tabelle 44).

Tabelle 44 Schwermetallgehalte der Inputmischungen

Schwermetall	Basic	Premium	Inputmischung
mg/kg TM			
Pb	150	120	13,2
Cd	1,5	1	0,7
Cu	100	100	23,7
Ni	50	30	10,5
Hg	1	1	0,12
Zn	400	400	117
Cr	90	80	28

Darüber hinaus ist zu beachten, dass aufgrund der hohen Adsorptionskapazität der Pflanzenkohle Schwermetalle fixiert und langfristig immobilisiert werden. Allerdings bedeutet dies, dass auch Nährstoffe für Pflanzen nur bedingt verfügbar und möglicherweise über Jahrzehnte gebunden sind (SCHMIDT et al., 2012). Wie dauerhaft diese Inhaltsstoffe gespeichert werden, ist noch nicht erforscht worden.

Zudem entstehen Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) wie bei jeder Verbrennung, die sich auch in der Pyrolysekohle befinden. Die Menge der

entstehenden PAKs hängt vor allem von den Prozessbedingungen ab, d.h. hohe Konzentrationen von PAKs sind ein Indikator für eine nicht optimale Prozessführung. Diese werden auch in der Pyrolysekohle gebunden, weshalb aktivierte Pflanzenkohle z.B. als Substitut von Aktivkohlefilter eingesetzt werden kann. Außerdem entstehen während des Verbrennungsprozesses in geringen Mengen Polychlorierte Bipheyle (PCB), Dioxine und Furane, die auch in der Pflanzenkohle verbleiben (SCHMIDT et al., 2012).

Störstoffe

Für diese Arbeit wird angenommen, dass bei der Aufbereitung der Inputmaterialien 50 kg Störstoffe bei Bioabfall und 10 kg Störstoffe bei Küchen- und Speiseabfällen pro Tonne Input FM anfallen. Umgelegt auf die gewählte Inputmischung ergibt sich eine abzuscheidende Störstoffmenge von 20 kg/t Input FM. Diese Rückstände bestehen vor allem aus Metall, Kunststofffolien und Inertabfällen, welche in der Regel einer stofflichen Verwertung (vor allem Metall) zugeführt bzw. in einer MVA entsorgt werden (VOGT et al., 2002). Zudem kommt es bei der Pyrolyse in geringen Mengen zur Bildung von Asche und Schlacke.

10.2.3 Energiebedarf

Nach Anlagenbetreiber/innen der Firma PYREG ist nur bei der Inbetriebnahme der Anlage und zum Anwärmen der Brennkammer eine externe Energiezufuhr z.B. Gas oder Heizöl notwendig (PYREG, 2013). Nach ROBERTS et al. (2010) entspricht dies einer Aktivierungsenergie aus Erdgas von 58 MJ/t TM Input bzw. 16 kWh/t TM Input.

Die benötigte Heizwärme für den Pyrolyseprozess wird über die Verbrennung des Pyrolysegases bereitgestellt. Dabei entsteht nach Anlagenbetreibenden 150 kWh/t FM Input überschüssige Wärme. Zudem wird für die Betriebsführung 10 kWh/t Input elektrische Energie benötigt (DUNST, 2012).

WANG et al. (2012) berechnen in ihrer Studie den Energieverbrauch. Mit Hilfe dieser Formeln wird für die ausgewählten Abfallfraktionen der Energieinput bzw. -output abgeschätzt, da keine entsprechenden Daten in der verfügbaren Literatur gefunden werden konnten.

Nach WANG et al. (2012) besteht der Energieverbrauch bei einem Pyrolyseprozess aus drei Teilen:

- Q1:Jene Energie, die notwendig ist, um die Biomasse zu trocknen (MJ/kg).
- Q2: Jene Energie, die dafür benötigt wird, um die getrocknete Biomasse auf ein Temperaturniveau des Pyrolyseprozesses zu bringen (MJ/kg)
- Q3: Reaktionsenergie (exotherm sowie endotherm) (MJ/kg)

Q_1 und Q_2 werden nach folgender Formel berechnet:

1. $Q_1 = (\gamma + cw\Delta T1) \times WG$, MJ/kg

γ …Verdampfungswärme Wasser (2,2 MJ/kg)

ΔT1….Differenz zwischen Starttemperatur (20°C) und 100 °C

WG…Wassergehalt des Inputmaterials

c_w = spezifische Wärmekapazität des Wassers (4.187 kJ/kg °C)

2. $Q_2 = c_{BM}\Delta T_2 \times (1\text{-}WG)$, MJ/kg

C_{BM}…spezifische Wärmekapazität der getrockneten Biomasse (1,95 kJ/kg °C)

ΔT2…Differenz zwischen 100°C bis Start Pyrolyse (700 °C)

WG…Wassergehalt des Inputmaterials

Während des Pyrolyseprozesses kommt es ab gewissen Temperaturen zu einer exothermen Reaktion, d.h. Energie wird frei. Um dies in der Berechnung zu berücksichtigen, wird nach WANG et al. (2012) eine so genannte DTA Kurve (Differential Thermal Analysis) hergeleitet (siehe Abbildung 13). Der Pyrolyseprozess besteht aus mehreren Schritten, bei denen es zu endothermen oder exothermen Reaktionen kommt. Die endothermen Peaks können von Abbildung 13 abgelesen werden, d.h. hier ist es notwendig Energie zuzuführen, um den Prozess aufrecht zu halten.

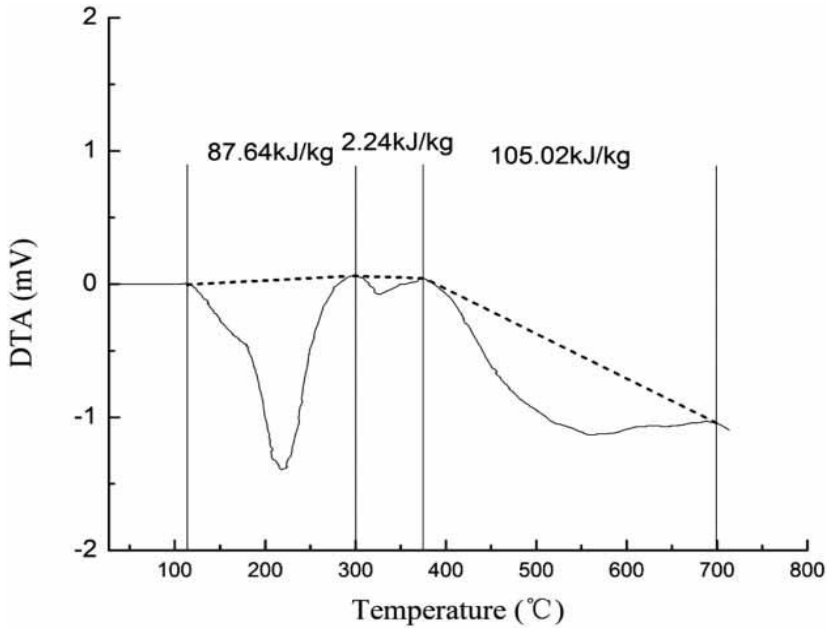


Abbildung 13 DTA Kurve nach WANG et al. (2012)

Mit Hilfe der Formel für Q_3 kann dies wie folgt berechnet werden:

1. $Q3 = \sum qi \times (1\text{-}WG)$, MJ/kg

qi repräsentiert die Summe der Energie, die benötigt wird, um den Prozess aufrecht zu halten unter Berücksichtigung von exothermen Reaktionen.

q_1 = 87,64

q_2 = 2,24

q_3 = 105,02

Der gesamte Energieverbrauch ist demnach wie folgt kalkuliert: Q1+Q2+Q3. Die einzelnen Ergebnisse sind in Tabelle 45 dargestellt.

Daraus lässt sich ableiten, dass vor allem der Bereich Q1, die Trocknung des Inputmaterials, am meisten Energie benötigt. Nach WANG et al (2012) macht dieser Teil 90 % des Energieverbrauches im Vergleich zu Q2 und Q3 aus.

Dieser Energiebedarf kann durch Energie aus der Verbrennung des Pyrolysegases direkt vor Ort gedeckt werden. Der Energieinhalt des Pyrolysegases wird auf Basis der Massenausbeute berechnet und als unterer Heizwert (H_u) in Tabelle 45 dargestellt. Bei der Verbrennung des Pyrolysegases wird ein Wirkungsgrad von 75 % angenommen (KELLI et al, 2009).

Wie in Tabelle 45 ersichtlich, ist die Energiebilanz im Falle von Grünschnitt und Holz behandelt eindeutig und bei Papierschlamm gerade noch positiv. Bei Bioabfall, Küchen- und Speiseabfall und Klärschlamm reicht die Energie aus dem Pyrolysegas nicht aus. Dies ist auf den hohen Wassergehalt dieser Inputmaterialien zurückzuführen.

Tabelle 45 Energiebilanz Pyrolyse für ausgewählte Abfallfraktionen

Input – Output	Bioabfall	Grünschnitt	Küchen- und Speiseabfall	Papier-schlamm	Klärschlamm	Holz Behandelt
Q1: Heizenergie für Wasserverdampfung (MJ/kg)	-1,5	-1,0	-1,9	-1,4	-1,7	-0,3
Q2: Heizenergie für Pyrolyse Start (MJ/kg)	-0,47	-0,73	-0,32	-0,50	-0,39	-1,03
Q3: Reaktionswärme (MJ/kg)	-0,08	-0,12	-0,05	-0,08	-0,06	-0,17
Qs: Energiebereitstellung aus Pyrolysegas (MJ/kg)	+1,75	+4,1	+1,9	+2,3	+1,6	+6,9
Energiebilanz (MJ/kg)	**-0,3**	**+2,25**	**-0,37**	**+0,32**	**-0,55**	**+5,4**

10.2.4 Emissionen in die Luft

Emissionen in die Luft entstehen bei der Aufbereitung der Inputmaterialien Küchen- und Speiseabfall und durch das Abgas, welches nach der Verbrennung des Pyrolysegases in die Atmosphäre geleitet wird. Aufgrund der relativ neuen Anwendung des Pyrolyseprozesses in der Abfallwirtschaft sind derzeit wenige Daten über die Abgasemissionen von Anlagenbetreiber/innen vorhanden.

Darüber hinaus sind weitere mögliche Emissionsquellen noch nicht erforscht, z.B. könnte es bei der Vortrocknung des Inputmaterials zur Bildung von umweltschädlichen Emissionen kommen.

- Aufbereitung von Abfällen

Für diese Arbeit wird angenommen, dass die Emissionen bei der Aufbereitung von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfällen im gleichen Ausmaß wie bei der Kompostierung auftreten (siehe Kapitel 5.6.4).

- Abgas

Das Abgas entsteht aus der thermischen Behandlung des Pyrolysegases in einer Brennkammer (ca. 1.000 °C). Durch die Verbrennung wird ein Großteil der Schadstoffe des Pyrolysegases eliminiert. Nach GERBER (2011) sind dadurch geringere Abgasemissionen insbesondere im Bereich der Stickoxide und Stäube möglich (GERBER, 2011). In Tabelle 46 sind die Abgasemissionen der Firma PYREG am Beispiel Klärschlamm dargestellt. Demnach können im Abgas folgende umweltrelevante Bestandteile auftreten: NO_x, CO und Dioxine/Furane sowie Benz(o)pyren und sonstige organische Verbindungen. Nach GERBER (2011) können jedoch die Grenzwerte der Bundes-Immissionsschutzverordnung eingehalten werden (siehe Tabelle 46).

Tabelle 46 Abgasemissionen PYREG, Beispiel Klärschlamm (GERBER, 2011)

Emissionen	Tagesmittelwerte	Grenzwerte (17. BlmSchV)
Gesamt-C (org. Stoffe)	3,8 mg/m3	10 mg/m3
NOx als NO2	140,6 mg/m3	200 mg/m3
CO	20,3 mg/m3	50 mg/m3
Dioxine/Furane	0,013 ng/m3	0,1 ng/m3
Benzo(a)pyren	<0,00004 mg/m3	0,05 mg/m3

11. Vergleich und Bewertung der Behandlungsverfahren

Aufbauend auf den Ergebnissen aus Kapitel 5 wird ein Vergleich zwischen den ausgewählten Behandlungstechnologien Kompostierung, Vergärung, Hydrothermale Carbonisierung (HTC) und Pyrolyse durchgeführt.

Zunächst werden die Behandlungsverfahren anhand des Konditionierungsaufwands bei Monosubstraten bewertet. Danach werden die Materialkombinationen der Abfallfraktionen als mögliche Inputmischungen für die untersuchten Behandlungsverfahren diskutiert (siehe Kapitel 5.4). Anschließend wird der benötigte Energiebedarf für die Verfahren gegenübergestellt.

Auf der Outputseite werden die entstandenen Produktquantitäten und -qualitäten sowie anfallende feste und flüssige Rückstände aufgezeigt. Darüber hinaus werden die Vor- und Nachteile aufgrund der klimawirksamen und ökologisch relevanten Emissionen beschrieben. Abschließend werden die Verfahrenskombinationen näher betrachtet.

Die in diesem Kapitel angeführten Energieinhalte in MJ/t entsprechen dem unteren Heizwert (H_u). Als Energieinhalt für jeweils eine Tonne FM Inputmaterial werden die Werte aus Kapitel 2 herangezogen, welche in Tabelle 47 zusammengefasst sind. Unter Zugrundelegung der in Kapitel 5 beschriebenen Annahmen ergeben sich die im Folgenden dargestellten Energieinhalte der In- und Outputmengen.

Tabelle 47 Energieinhalt ausgewählter Abfallfraktionen in MJ/t FM

Abfallfraktion	Energieinhalt [MJ/t FM]
Bioabfall	4.640
Küchen- und Speiseabfall	4.239
Grünschnitt	10.187
Papierschlamm	5.805
Klärschlamm	3.993
Holz behandelt	16.632

11.1 Bewertung der Inputströme der untersuchten Behandlungsverfahren

11.1.1 Konditionierungsaufwand bei Monosubstraten

Um bestmögliche Voraussetzungen für die Prozessführung zu schaffen, ist je nach Verwertungsverfahren eine Konditionierung und Aufbereitung der ausgewählten Inputmaterialien erforderlich. Aufgrund des Wassergehaltes der Abfallfraktionen kann es zum Beispiel notwendig sein, Wasser zuzuführen oder das Substrat zu trocknen. In Tabelle 48 sind die Materialinputs für die betrachteten Behandlungsverfahren dargestellt.

Tabelle 48 Materialinput für ausgewählte Behandlungsanlagen im Vergleich

Input/ Verfahren	Kompostierung	Trocken-vergärung	Nass-vergärung	HTC	Pyrolyse
Bioabfall	400 kg FM Strukturmaterial (4.416 MJ/t)	Kein Wasser	1.600 l Wasser	550 l Wasser	Trocknung
Küchen- u. Speiseabfall	-	Kein Wasser	800 l Wasser	Kein Wasser	Trocknung
Grünschnitt	-	-	-	1.400 l Wasser	keine
Papier-schlamm	-	-	-	700 l Wasser	Trocknung
Klärschlamm	-	-	-	300 l Wasser	Trocknung
Holz behandelt	-	-	-	-	keine

Für den Kompostierungsprozess erfolgt eine Zugabe von Strukturmaterial, welches eine optimale Sauerstoffzufuhr unterstützt und somit den Abbau der organischen Substanz fördert. Dadurch werden die Sickerwasserbildung und die Entstehung von klimawirksamen Emissionen reduziert (VOGT et al., 2002). Eine sinnvolle Materialkombination für die Kompostierung ist Bioabfall und Grünschnitt im Verhältnis von 60 % FM zu 40 % FM, wodurch auch ein optimaler Anteil an strukturbildenden Materialien erreicht wird (AMLINGER et al., 2005).

Aufgrund der schlammig-pastösen Konsistenz werden Küchen- und Speiseabfälle meist in einer Vergärungsanlage verwertet (M. KERN et al., 2010). Für die Prozessführung bei der Vergärung ist ein fließfähiges Substrat notwendig. Für eine Trockenvergärung sollte der WG des Inputmaterials zwischen 60-70 % FM (VOGT et al., 2002) liegen, für eine Nassvergärung zwischen 80-90 % FM (CUHLS et al., 2008) Bioabfälle zum Beispiel weisen einen WG von ca. 60 % FM auf. Somit ist bei Bioabfall in einer Nassvergärung eine Wasserzugabe von 1.600 l je Tonne FM notwendig, um einen optimalen WG von 85% FM zu erreichen. Wenn Bioabfall in einer Trockenfermentation verwertet wird, erfolgt keine Zugabe von Frischwasser. Unter diesem Aspekt ist für Bioabfälle die Trockenfermentation der Nassfermentation vorzuziehen.

Küchen- und Speiseabfälle besitzen einen WG von ca. 75 % FM. Für die Trockenvergärung wird nach EDER und SCHULZ (2006) ein maximaler Wert des Wassergehalts von 75 % FM empfohlen, d.h. für die Küchen- und Speiseabfall ist eher eine Nassvergärung geeignet. Für die Behandlung von Küchen- und Speiseabfall in einer Nassvergärung ist eine Zugabe von 800 l Wasser je Tonne Input notwendig, um einen optimalen WG von 85 % FM zu erreichen (siehe Kapitel 5.7.2.). Nach dem Vergärungsprozess fallen 1.400 l Prozesswasser an, welches wieder rückgeführt werden kann. Das heißt, der Bedarf an Frischwasser kann theoretisch durch die Kreislaufführung des Prozesswassers gedeckt werden. Zu beachten ist jedoch, dass durch die Rückführung des Prozesswassers die Schadstoffe aufkonzentriert werden, was wiederum den anaeroben Abbauprozess stören kann.

Für die HTC Anlage ist ebenfalls ein pumpfähiges Substrat erforderlich, welches - wie in Kapitel 5.8.2 angeführt - einen WG von 75 % FM besitzen sollte.

Dementsprechend viel Frischwasser, mit 1.400 l je Tonne Input, muss zum Beispiel für Grünschnitt (WG 39 % FM) dazugegeben werden. Hingegen ist für Küchen- und Speiseabfall keine Wasserzugabe erforderlich. Auch für Klärschlamm und Bioabfall ist mit 300 l bzw. 550 l je Tonne Input eine geringere Menge an zusätzlichem Wasser notwendig. Papierschlamm weist einen WG von 57 % FM auf, welcher mit 700 l je Tonne FM auf einen WG von 75 % eingestellt werden müsste. Daraus lässt sich ableiten, dass für eine HTC-Anlage Inputmaterialien mit hohem WG besser geeignet sind.

Die Frischwasserzufuhr kann jedoch durch eine (zumindest teilweise) Kreislaufführung des Prozesswassers reduziert werden. Gesicherte Informationen, in welchen Mengen und wie oft das Prozesswasser rückgeführt werden kann, sind derzeit noch nicht verfügbar. Nach Anlagenbetreiber/innen der Firma AVA-CO2 können abhängig vom Inputmaterial 50-90 % des Prozesswassers im Kreislauf geführt werden. Probleme bei der Kreislaufführung könnten sich jedoch aus dem niedrigen pH-Wert und der hohen organischen Belastung des Prozesswassers ergeben (siehe Kapitel 5.8.2). Die Prozesswasserqualität wird in Kapitel 11.2.2 im Detail diskutiert.

Für die Pyrolyse sollte - wie in Kapitel 10.2.2 definiert - das Inputmaterial einen WG von 35 % FM aufweisen. Materialien mit höherem WG müssen daher vorgetrocknet werden. Demzufolge ist für Grünschnitt und Holz (behandelt) im Gegensatz zu Bioabfall, Klärschlamm und Papierschlamm keine Vortrocknung notwendig. Die Vortrocknung könnte damit umgangen werden, dass das Inputmaterial ohne Vortrocknung in den Pyrolysereaktor eingebracht wird. Dies führt zu einem höheren Heizenergiebedarf, sollte sich aber auf die Pflanzenkohleausbeute nur marginal auswirken (PRÖLL, 2013). Eine andere Möglichkeit stellen Materialmischungen dar, welche im folgenden Kapitel (11.1.2) beschrieben werden.

11.1.2 Optimierung durch Materialkombination

Inputmischung Kompostierung

Nach DILBER (2013) wird eine Inputmischung im Verhältnis von 60 % FM Bioabfall mit 40 % FM Grünschnitt (Inputmischung) empfohlen. Durch die Kombination wird ein Wassergehalt von 50 % FM erreicht. Dabei werden die nach AMLINGER et al. (2005) definierten Anforderungen an das Inputmaterial eingehalten, um einen emissionsarmen Betrieb zu gewährleisten. Demnach sollte das Inputmaterial zu Beginn einen WG von max. 70 % FM nicht überschreiten und im Prozess sollten 50 bis 60 % aufrechterhalten bleiben. Zudem sollte der Anteil an strukturbildenden Materialien ca. 40 bis 60 % FM betragen (AMLINGER et al., 2005). Durch die Zugabe des Strukturmaterials Grünschnitt wird nach GRONAUER et al. (1997, zit. bei AMLINGER et al., 2005) auch die Entstehung von Sickerwasser verringert.

In Tabelle 49 sind die In- und Outputströme für die Inputmischungen zusammengefasst. Basierend auf den getroffenen Annahmen für den Kompostierungsprozess entstehen bei der Inputmischung ca. 390 kg Kompost, welcher basierend auf der Charakterisierung des Inputmaterials gemäß der Literaturdaten der Qualitätsklasse A+ zuzuordnen wäre (siehe Tabelle 14).

Tabelle 49 Massenbilanz der Inputmischungen für die Kompostierung (bezogen auf 1 t Input FM)

	Inputmischung [in kg]
Bioabfall	600
Strukturmaterial (Grünschnitt)	400
Gesamt – Input	1.000
Rotteverlust	562
Fertiger Kompost	388
Rückstände	50
Gesamt - Output	1.000

Inputmischung Vergärung

Für die Vergärung könnte nach DILBER (2013) eine mögliche Materialkombination aus 440 kg Bioabfall, 430 kg Klärschlamm und 130 kg Küchen- und Speiseabfällen bestehen. Diese Inputmischung weist einen WG von 65 % FM auf und ist deshalb für eine Trockenfermentation geeignet. In Tabelle 50 sind zusammenfassend die In- und Output-Materialströme dargestellt. Im Vergleich zu der Monosubstratführung von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfall weist diese Inputmischung auf Grund des Klärschlammanteils eine geringere spezifische Biogasausbeute auf. Außerdem könnten durch die Zugabe von Klärschlamm der Gärrest und das Prozesswasser eine vergleichsweise höhere Schwermetallbelastung aufweisen, d.h. eine Ausbringung auf Ackerflächen als Dünger wäre nicht möglich. Demnach bringt die Co-Vergärung von Klärschlamm keine wesentlichen qualitativen Vorteile mit sich.

Tabelle 50 Massenbilanz mit Inputmischung Vergärung

	Trockenvergärung	Nassvergärung
Input [in kg]		
Bioabfall	440	440
Klärschlamm	430	430
Küchen- u. Speiseabfall	130	130
Wasserinput	-	1.100
Gesamt - Input	1.000	2.100
Output [in kg]		
oTM ins Biogas	157	157
Biogasausbeute	(132 m^3)	(132 m^3)
Fester Gärrest	353	353
TM im Prozesswasser	31	31
Prozesswasser	431	1.531
Feste Rückstände	27	27
Gesamt - Output	1.000	2.100

Inputmischung Hydrothermale Carbonisierung

Nach DILBER (2013) können 58 % FM Bioabfall, 18 % FM Grünschnitt und 24 % FM Küchen- und Speiseabfall gemischt werden. Dabei wird ein Wassergehalt von ca. 59 % FM und ein TOC von 51 % TM erreicht. Diese Inputmischung ergibt einen Wassergehalt von 60% FM, d.h. es müssten 600 l Wasser pro Tonne Input zugeführt werden, um einen WG von 75 % FM zu erreichen. Küchen- und Speiseabfall weisen

dahingegen einen WG von 73 % FM auf. Wenn also der Anteil an Speise- und Küchenresten bei dieser Mischung erhöht würde, könnte zusätzliches Frischwasser eingespart werden.

Zu berücksichtigen ist jedoch, dass DILBER (2013) schlussendlich aufgrund der Materialverfügbarkeit bei Verfahrenskombinationen eine Mischung aus Klärschlamm mit Gärrest empfiehlt, was hier nicht weiter angeführt wird. Die Verfahrenskombinationen Vergärungsanlage mit HTC wird in Kapitel 11.4 diskutiert.

Tabelle 51 Massenbilanz für Inputmischung bei der HTC

Input [in kg)	
Bioabfall	580
Grünschnitt	180
Küchen- u. Speiseabfall	240
Wasserinput	600
Gesamt - Input	1.600
Output [in kg]	
TM gasförmig	12
TM ins Prozesswasser	87
HTC Kohle	410
Prozesswasser	1.060
Rückstände	31
Gesamt - Output	1.600

Inputmischung Pyrolyse

DILBER (2013) schlägt eine Mischung für die Pyrolyse aus 12 % FM Papierschlamm und 88 % FM Holz behandelt (Inputmischung 2) vor. Diese Kombination besitzt einen WG von 17 % FM (siehe Tabelle 8). Aufgrund des sehr niedrigen Wassergehaltes dieser Mischung könnte sogar der Anteil des Papierschlammes erhöht werden. Im Verhältnis von zum Beispiel 50 % FM Papierschlamm und 50 % FM Holz behandelt würde ein nach DUNST (2012) empfohlener WG von 35 % FM erreicht werden.

Als zulässiges Inputmaterial zur Herstellung von Pflanzenkohle ist in der Richtlinie zur Zertifizierung von Pflanzenkohle auch Papierschlamm aus unbehandelten Holzfasern aufgelistet (SCHMIDT et al., 2012). Der ausgewählte Papierschlamm in dieser Arbeit stammt aus der biologischen Abwasserbehandlung einer konventionellen Zellstoff- und Papierherstellung und ist demensprechend mit Schwermetallen belastet (siehe Tabelle 4). Aus der Inputmischung würde dennoch ein Endprodukt erzielt werden, welches nach den Richtlinien für Pflanzenkohle zertifiziert werden könnte (siehe Tabelle 43).

Wichtig zu erwähnen ist, dass während des Pyrolyseprozesses in geringen Mengen auch Asche- und Schlackenrückstände anfallen. Der Anteil wurde aufgrund fehlender Datenquellen nicht berücksichtigt.

Tabelle 52 Massenbilanz der Inputmischungen für die Pyrolyse

Input [in kg]	
	Inputmischung
Holz behandelt Papierschlamm	880 120
Gesamt	1.000
Output [in kg]	
TM ins Pyrolysegas	438
Pyrolyse-Kohle	412
Wasserdampf	150
Rückstände	0
Gesamt	1.000

11.1.3 Energieinput der Behandlungsverfahren

Als Energieinput wird jene Energie bezeichnet, die dem Prozess von externen Energiequellen zugeführt werden muss. Die energetische Nutzung von Biogas oder Biokohle zur Deckung des Eigenbedarfs wird nicht betrachtet. Dazu werden die durchschnittlichen Energieverbräuche, die in Kapitel 5 erhoben wurden, in Abbildung 14 gegenübergestellt.

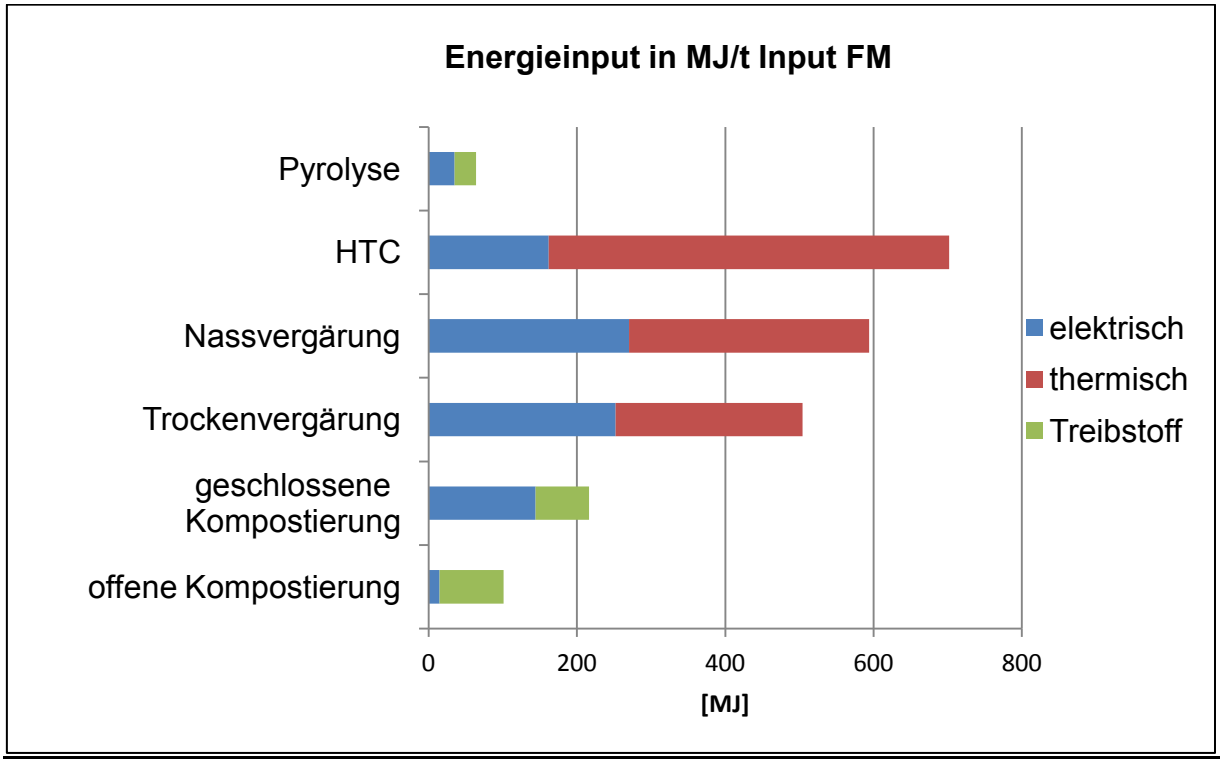


Abbildung 14 Energieinput für die ausgewählten Behandlungsaalgen

Zusätzlich werden in Tabelle 53 Schwankungsbreiten des möglichen Energieverbrauchs dargestellt.

Tabelle 53 Schwankungsbreite des Energieinputs für ausgewählte Behandlungsanlagen bezogen auf 1 t Input FM

Energieinput in MJ/t	Offene Komp.	Geschl. Komp.	Trocken vergärung	Nass vergärung	HTC	Pyrolyse
Elektrisch (min.-max.)	10-25	70-250	162-360	180-310	130-144	35
Thermisch (min-max.)	-	-	144-360	180-470	252-612	-
Treibstoff (min.-max.)	60-110	65-85	-	-	-	15-50

Der Energieaufwand bei der Pyrolyse ist im Vergleich zu anderen Anlagen sehr gering. Nach Anlagenbetreiber/innen der Firma PYREG ist nur bei der Inbetriebnahme der Anlage und zum Anwärmen der Brennkammer eine externe Energiezufuhr, z.B. Gas oder Heizöl, notwendig (PYREG, 2013). Dies entspricht ca. 15 bis 50 MJ/t FM, (siehe Tabelle 53). Für die Betriebsführung der Anlage sind zudem 35 MJ/t elektrische Energie notwendig (DUNST, 2012).

Der Energieverbrauch ist deshalb so niedrig, weil die benötigte Heizenergie für den Pyrolyseprozess direkt über die Pyrolysegasverbrennung in der nachgeschalteten Brennkammer gewonnen wird. Mit anderen Worten, der Pyrolyseprozess ist annähernd energieautark, da (fast) keine Energie von außen zugeführt werden muss. Diese positive Energiebilanz ist aber sehr stark vom Inputmaterial abhängig. Die in Kapitel 10.2.3 theoretisch berechneten Energiebilanzen nach WANG et al. (2012) haben für die ausgewählten Abfallfraktionen ergeben, dass nur im Falle von Papierschlamm (gerade noch), Grünschnitt und Holz behandelt überschüssige Wärme produziert wird. Bei Bioabfall, Küchen- und Speiseabfall und Klärschlamm ist aufgrund des hohen Wassergehalts sogar eine Energiezufuhr notwendig.

Um eine Vortrocknung zu vermeiden, sollte das Inputmaterial somit auch aus energetischer Sicht einen geringen Wassergehalt aufweisen. WANG et al. (2012) kommen in ihrer Studie ebenfalls zu dem Schluss, dass eine positive Energiebilanz der Pyrolyse vom Wassergehalt und vom Heizwert (H_u) des Inputmaterials sowie von der Betriebstemperatur abhängig ist. Je höher der Heizwert, je niedriger der Wassergehalt des Inputmaterials und je höher die Pyrolysetemperatur sind, desto besser ist die Energiebilanz (WANG et al., 2012).

Die offene Kompostierung zeichnet sich auch durch einen relativ geringen Energieverbrauch aus: Dieser beträgt 10-15 MJ/t elektrische Energie und 60-110 MJ/t Treibstoff (z.B. Diesel). Bei der offenen Kompostierung wird nach LAMPERT et al. (2011) Energie für die Aufbereitung des Inputmaterials, beim Auf- und Umsetzen der Mieten und beim Absieben des Kompostes benötigt. Im Gegensatz zur offenen Kompostierung wird bei der geschlossenen Kompostierung ein höherer Elektrizitätsbedarf von 70-250 MJ/t benötigt, was auf die Belüftungsanlage zurückzuführen ist. Die für die Belüftung verwendete elektrische Energie beträgt im Schnitt 60 % des gesamten Energieverbrauchs (SPRINGER, 2009).

Die Trocken- und Nassvergärung haben einen relativ hohen Energieinput gegenüber den anderen Technologien. Strom wird vor allem für das Durchmischen der

Gärreaktoren und für die Aufbereitung der Inputmaterialien benötigt. Die Wärme wird eingesetzt, um das Substrat auf Prozesstemperatur zu erwärmen und konstant zu halten (LAMPERT et al., 2011). Bei der Nassfermentation werden z.B. durchschnittlich 270 MJ/t Strom und 324 MJ/t Wärme benötigt. Bei der Trockenvergärung ist der Strombedarf gleich wie bei der Nassvergärung, nur der Wärmebedarf ist mit 252 MJ/t geringer. Dem Energieverbrauch von Vergärungsanlagen steht jedoch die Produktion des heizwertreichen Biogases gegenüber, was in Kapitel 11.2.1 näher beleuchtet wird.

Der HTC-Prozess ist so wie die Pyrolyse ein exothermer Prozess und setzt während der Carbonisierung Energie frei. „Diese freiwerdende Reaktionswärme hilft dabei die Temperatur im HTC Reaktor nach Beginn der Carbonisierung auf die Soll-Temperatur zu erhöhen und auf diesem Temperaturniveau zu erhalten, wodurch im Idealfall nicht weiter von außen Energie zugeführt werden müsste“ (ESCALA et al., 2011, S.11).

Unter diesem Aspekt ist es umso erstaunlicher, dass die HTC gegenüber allen anderen Verfahren, insbesondere bei der thermischen Energie, den höchsten Bedarf aufweist. Die Spannbreite beim Wärmebedarf ist jedoch mit 252 bis 612 MJ/t sehr groß. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Anlagen in der Praxis eine unterschiedliche Effizienz bezogen auf die Wärmerückkoppelung aufweisen. Außerdem hängt der Energiebedarf auch von der Zusammensetzung des Inputmaterials ab. Je feuchter das Substrat ist, umso mehr Energie wird benötigt, um das in der Biomasse gebundene Wasser auf die passende Prozesstemperatur zu bringen (VOGT und FEHRENBACH, 2012).

11.2 Bewertung der Outputströme der untersuchten Behandlungsverfahren

11.2.1 Produktquantität und -qualität

Aufgrund der verschiedenen Behandlungsverfahren entstehen unterschiedliche Produkte wie Kompost, Biogas und Biokohle. Vorweg muss erwähnt werden, dass diese Produkte aufgrund ihrer Zusammensetzung sowie der eingesetzten Inputmaterialien untereinander schwer vergleichbar sind. Um dennoch Vor- und Nachteile aufzuzeigen, werden die Energieinhalte der Produkte gegenübergestellt (siehe Tabelle 54).

Tabelle 54 Produkte aus ausgewählten Behandlungsanlagen

Input/ Verfahren	Kompost-ierung	Trocken-vergärung	Nass-vergärung	HTC	Pyrolyse
Bioabfall	370 kg Kompost (3.630 MJ/t)	145 m3 Biogas (2.010 MJ/t)	145 m3 Biogas (2.010 MJ/t)	370 kg Kohle (3.090 MJ/t)	190 kg Kohle (2.070 MJ/t)
Küchen- u. Speiseabfall	-	160 m3 Biogas (2.233 MJ/t)	160 m3 Biogas (2.233 MJ/t)	260 kg Kohle (2.950 MJ/t)	125 kg Kohle (1.972 MJ/t)
Grünschnitt	-	-	-	610 kg Kohle (7.130 MJ/t)	310 kg Kohle (4.790 MJ/t)
Papier-schlamm	-	-	-	420 kg Kohle (4.060 MJ/t)	210 kg Kohle (2.728 MJ/t)
Klär-schlamm	-	-	-	320 kg Kohle (2.795 MJ/t)	165 kg Kohle (1.877 MJ/t)
Holz behandelt	-	-	-	-	455 kg Kohle (7.462 MJ/t)

Als Produkt werden bei der Kompostierung von Bioabfall 390 kg fertiger Kompost mit WG 25 % FM produziert. Dies deckt sich auch mit Angaben aus BINNER (2012), worin in der Regel von einem Wassergehalt zwischen 25-30 % im fertigen Kompost ausgegangen wird. Nach OTTOW und BIDLINGMAIER (1997) und EDELMANN und SCHLEISS (2001) befindet sich der Anteil des fertigen Kompostes bezogen auf 1 t Input FM zwischen 30 und 50 % FM.

Die Kompostqualität ist sehr stark vom Inputmaterial abhängig, da die Nährstoffe aber auch die Schwermetalle im Kompost verbleiben (VOGT et al., 2002). Aufgrund der Schwermetallgehalte des Bioabfalls (basierend auf Literaturdaten) werden die Grenzwerte der Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) für die Qualität A+ eingehalten (siehe Tabelle 14). Der fertige Kompost kann demnach als Dünger bzw. Bodenverbesserer in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Durch den Humusanteil im Kompost werden zusätzlich direkte und indirekte Vorteile geschaffen. Diese sind eine Verbesserung des Wasser- und Nährstoffspeichervermögens, Schaffung einer stabilen Bodenstruktur, eine phytosanitäre Wirkung oder auch Substitution von Torf (M. KERN et al., 2010).

Ziel der Vergärung ist die Gewinnung von Biogas. Bei der anaeroben Behandlung von Bioabfall wurde ein Biogasertrag von 145 m^3 Biogas pro Tonne FM und bei Küchen- und Speiseabfall 160 m^3 Biogas pro Tonne FM angenommen. Nach Angaben des Umweltbundesamtes (LAMPERT et al., 2011) werden bei Bioabfall 110 m^3 und bei Küchen- und Kantinenabfällen 170 m^3 erzielt. Die angenommenen Biogasausbeuten liegen somit in einem realistischen Bereich.

Für die energetische Verwertung ist der Methangehalt bedeutend. Nach LAMPERT et al. (2011) besteht Biogas aus Bioabfall zu 60 Vol.-% aus Methan, was umgerechnet auf eine Tonne Input FM einen Energiegehalt von 2.010 MJ/t ergibt. Aufgrund des höheren Methangehalts von 70 Vol.%. liegt die Energieausbeute bei Küchen- und Speiseabfällen mit 2.233 MJ/t höher. Der restliche Anteil besteht vor allem aus CO_2 und Spurengasen (z.B. Schwefelwasserstoff) (M. KERN et al., 2010). Nährstoffe aber auch Schwermetalle sind kaum einem Umwandlungsprozess ausgesetzt und verbleiben im Gärrest (VOGT et al., 2002).

Bei der HTC und bei der Pyrolyse entsteht das Produkt Biokohle, jedoch in unterschiedlichen Mengen und Qualitäten. Die Kohleausbeute ist zum Beispiel bei der HTC höher als bei der Pyrolyse. Die Spannbreite bei der HTC-Kohle reicht von 260 – 610 kg je Tonne FM. Bei der Pyrolyse liegt die Outputmenge für die gleichen Inputmaterialien im Bereich von 125 – 310 kg je Tonne FM. Dies ist in etwa nur die Hälfte der Menge an Kohle im Vergleich zur HTC. Ein wesentlicher Unterschied liegt allerdings im Wassergehalt der beiden Kohlen. Die HTC-Kohle weist einen durchschnittlichen WG von 27 % auf (siehe Kapitel 5.8.2), die Pyrolyse-Kohle hat dagegen einen WG von 5 % FM (siehe Kapitel 10.2.2).

Außerdem ist der Energieoutput aus einer Tonne FM bei der HTC-Kohle höher als bei der Pyrolyse-Kohle. Zum Beispiel werden aus 1 t FM Klärschlamm 320 kg FM HTC-Kohle gewonnen, was umgerechnet einem Energieoutput von ca. 2.795 MJ/t FM entspricht. Wenn das gleiche Substrat in einer Pyrolyse Anlage behandelt wird, entstehen 165 kg FM je Tonne FM mit einem gesamten Energieinhalt von 1.880 MJ/t FM. Dieser Unterschied ist auf die höhere Kohlenstoffeffizienz des HTC-Verfahrens zurückzuführen. Nach den Untersuchungen von AHLBORN und WALLMANN (2012) werden 96 % bei der HTC-Kohle und 50 % bei der Pyrolyse-Kohle des im Ausgangsmaterial enthaltenen Kohlenstoffs in der Kohle wiedergefunden. Die Kohlenstoffeffizienz hängt jedoch stark von Inputmaterial und Betriebstemperatur ab.

Demgegenüber ist zu erwähnen, dass die Energiedichte der Pyrolyse-Kohle höher ist als bei der HTC-Kohle. Am Beispiel Klärschlamm weist die Pyrolyse-Kohle mit 14 MJ/kg FM gegenüber der HTC-Kohle mit 9 MJ/kg FM eine höhere Energiedichte auf. Dies bestätigen AHLBORN und WALLMANN (2011), welche zu folgendem Ergebnis kommen: Die HTC-Kohle weist ein ähnliches Elementarverhältnis wie Braunkohle auf, die Pyrolysekohle liegt im Bereich der Steinkohle (Anthrazit).

Der Schwermetallgehalt der Biokohle hängt wie auch bei den anderen Verfahren vom Ausgangsmaterial ab. Bei der Pyrolysekohle wird angenommen, dass fast alle Schwermetalle ähnlich wie bei der Kompostierung in der Kohle verbleiben (S. KERN, 2010). Um dennoch die Qualität der Pyrolysekohle zu bewerten, wurden die Schwermetallgrenzwerte aus den Richtlinien zur Zertifizierung der Pflanzenkohle des Biochar Science Network herangezogen. Dieses Zertifikat garantiert eine nachhaltige Produktion und soll eine ausreichende Qualität von Pflanzenkohle als Bodenverbesserungsmittel gewährleisten. Derzeit gilt dieses Gütesiegel nur für Pflanzenkohle aus einem Pyrolyseprozess. Zur Herstellung von Pflanzenkohle dürften die untersuchten Inputmaterialien Bioabfall, Küchen- und Speiseabfall, Grünschnitt verwendet werden. Diese Abfallarten halten die definierten Grenzwerte bezüglich Schwermetalle ein (siehe Tabelle 43Tabelle 43 Schwermetallgrenzwerte der Pflanzenkohle Basic und Premium (SCHMIDT et al., 2012)).

Für eine pflanzenbauliche Anwendung hat die Pyrolysekohle den Vorteil, dass diese aufgrund ihrer Zusammensetzung Schwermetalle fixiert und langfristig immobilisiert. Allerdings betrifft dies nicht nur Schwermetalle, sondern auch Nährstoffe (SCHMIDT et al., 2012). Durch die Immobilisierung sind daher bei der Ausbringung weniger Nährstoffe für die Pflanze verfügbar. Wie lange die Pyrolysekohle Inhaltstoffe adsorbiert, ist derzeit noch nicht erforscht.

Zudem kommt es während des Pyrolyseprozesses zur Bildung von Schadstoffen wie PAKs, PCB, Furane und Dioxine, die sich nach GERBER (2011) auch im Endprodukt wiederfinden können. Beim HTC-Prozess entstehen ebenfalls neue Schadstoffe wie Phenole und organische Säuren wie Furan und Furaldehyd, die in der HTC-Kohle

nachgewiesen wurden (RAMKE et al, 2010). Derzeit ist jedoch beim HTC Prozess noch nicht klar, ob sich Schwermetalle in der flüssigen oder festen Phase aufkonzentrieren. Hier besteht noch Forschungsbedarf.

11.2.2 Feste und flüssige Rückstände

In diesem Kapitel werden die anfallenden festen und flüssigen Rückstände der ausgewählten Behandlungsverfahren gegenübergestellt. Tabelle 55 stellt die Mengen an Störstoffen, Sicker- bzw. Prozesswasser auf, welche bei den Verfahren Kompostierung sowie Trocken- und Nassvergärung entstehen, dar.

Tabelle 55 Feste und flüssige Rückstände bezogen auf 1 t Input FM bei Kompostierung und Vergärung

Input/ Verfahren	Kompostierung	Trockenvergärung		Nassvergärung	
Bioabfall	50 kg Störstoffe (440 MJ/t)	50 kg Störstoffe (230 MJ/t)		50 kg Störstoffe (230 MJ/t)	
	Sickerwasser	460 kg Gärrest (845 MJ/t)	310 l Prozess-wasser (210 MJ/t)	460 kg Gärrest (845 MJ/t)	1.910 l Prozess-wasser (210 MJ/t)
Küchen- u. Speisereste	-	10 kg Störstoffe (45 MJ/t)		10 kg Störstoffe (45 MJ/t)	
		209 kg Gärrest (810 MJ/t)	610 l Prozess-wasser (200 MJ/t)	209 kg Gärrest (810 MJ/t)	1.410 l Prozess-wasser (200 MJ/t)
Grünschnitt	Sickerwasser	-	-	-	-
Papier-schlamm	-	-	-	-	-
Klärschlamm	-	-	-	-	-
Holz behandelt	-	-	-	-	-

Die Kompostierung hat den Vorteil, dass fast keine Rückstände im Vergleich zu den anderen Technologien anfallen. Durch die Aufbereitung des Inputmaterials und die abschließende Feinaufbereitung des Kompostes werden bei Bioabfall 50 kg Störstoffe pro Tonne Input FM abgeschieden. Zudem ist die Menge an Sickerwasser durch ausreichende Zugabe von Strukturmaterial minimal (ROTH et al., 1990; zit. bei AMLINGER et al., 2005). Bei der offenen Kompostierung hängt die Sickerwasserbildung vor allem von den meteorologischen Bedingungen des Standortes ab (GRONAUER et al., 1997, zit. bei AMLINGER et al., 2005).

Bei der Vergärung fallen am Beispiel von Bioabfall neben 50 kg Störstoffen 450 kg entwässerter Gärrest pro Tonne Input FM als fester Rückstand an, welcher einen Energieinhalt von 846 MJ/t besitzt. Dieser kann entweder direkt auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht oder einer Kompostierung zugeführt werden. Aufgrund des Energiegehalts des Gärrestes (3,9 MJ/ kg FM) wäre eine weitere energetische Behandlung in einer HTC-Anlage interessant. Diese möglichen Behandlungswege werden im Anschluss diskutiert. Zu berücksichtigen ist, dass sich die Energieinhalte des Gärrests und des Prozesswassers zwischen Trocken- und Nassvergärung nicht unterscheiden, weil die gleiche Abbaurate für beide Verfahren angenommen wurde (siehe Kapitel 5.7.2)

Aufgrund des Wassergehalts des Bioabfalls ist – wie auf der Inputseite festgestellt - eine Zugabe von Wasser bei der Trockenvergärung nicht notwendig, wohingegen bei der Nassvergärung 1.600 l Wasser zur Konditionierung beigemischt werden. Dementsprechend viel Prozesswasser, nämlich 1.910 l, fällt im Vergleich zur Trockenvergärung (mit 310 l) nach der Fest-/Flüssigabtrennung des Gärrestes an. Aus diesem Grund ist bezogen auf die Rückstände der Bioabfall für die Trockenvergärung geeigneter als für die Nassvergärung. Bei Küchen- und Speiseabfällen entstehen ca. 1.410 l Prozesswasser, welches zum Teil wieder in den Prozess rückgeführt werden kann. Das überschüssige Prozesswasser kann aufgrund des Nährstoffgehaltes, insbesondere aufgrund des gelösten Stickstoffes, als schnell wirksamer Flüssigdünger in der Landwirtschaft ausgebracht werden (M. KERN et al., 2010). Ansonsten muss dieses als Abwasser in einer Kläranlage gereinigt werden (VOGT et al., 2002).

Im Gegensatz zum Prozesswasser aus der Vergärung stellt die Behandlung des HTC-Prozesswassers einen größeren Aufwand dar. Während das Prozesswasser einer Vergärung als schnell wirksamer Flüssigdünger auf landwirtschaftliche Flächen ausgebracht werden kann, weisen BARGMANN et al. (2013) in ihrer Studie nach, dass das HTC-Prozesswasser ohne weitere Behandlung negative Effekte auf die Keimfähigkeit und auf das Wachstum der Pflanze hat. Zudem ist die Menge des Prozesswassers einer HTC höher als zum Beispiel bei einer Trockenfermentation (siehe Tabelle 56).

Tabelle 56 Feste und flüssige Rückstände bezogen auf 1 t Input FM bei HTC und Pyrolyse

Input/ Verfahren	HTC	Pyrolyse
Bioabfall	50 kg Störstoffe (230 MJ/t)	50 kg Störstoffe (230 MJ/t)
	1.100 l Prozesswasser (970 MJ/t)	Asche, Schlacke
Küchen- u. Speiseabfall	10 kg Störstoffe (45 MJ/t)	10 kg Störstoffe (45 MJ/t)
	710 l Prozesswasser (925 MJ/t)	Asche, Schlacke
Grünschnitt	1.740 l Prozesswasser (2.240 MJ/t)	Asche, Schlacke
Papierschlamm	1.245 l Prozesswasser (1.280 MJ/t)	Asche, Schlacke
Klärschlamm	950 l Prozesswasser (880 MJ/t)	Asche, Schlacke
Holz behandelt	-	Asche, Schlacke

Bei der HTC entstehen je nach Inputmaterial zwischen 700–1.100 l Prozesswasser. Nach Angaben der Firma AVA CO2 können 50-90 % des Prozesswassers im Kreislauf geführt werden. Die Möglichkeit der Kreislaufführung hängt stark vom Wassergehalt des Inputmaterials und von der Qualität des Prozesswassers ab (AVA CO2, 2013). Allerdings könnte eine Kreislaufführung des Prozesswassers aufgrund des niedrigen pH-Wertes des Prozesswassers Probleme mit sich bringen. Untersuchungen (RAMKE et al., 2012) zeigen, dass das Prozesswasser einen pH-Wert zwischen 4-5 aufweist.

Zudem befindet sich im Prozesswasser noch ein hoher organischer Anteil. Nach RAMKE et al. (2012) gehen 20 % des Gesamt-Kohlenstoffes in die flüssige Phase über. Dementsprechend hoch ist auch der Energiegehalt des Prozesswassers, zum Beispiel bei Grünschnitt ca. 2.240 MJ/t. Um dieses Restenergiepotenzial auszuschöpfen, könnte das Prozesswasser in einer Vergärungsanlage zur Biogasproduktion herangezogen werden. Diese mögliche Verfahrenskombination wird in Kapitel 11.4 näher betrachtet.

Derzeit wird von HTC-Anlagenbetreiber/innen nach optimalen Behandlungsmöglichkeiten des Prozesswassers gesucht. Unklar ist jedoch, wie sich die Schwermetalle aus dem Inputmaterial zwischen flüssiger (HTC-Prozesswasser) und fester Phase (HTC-Kohle) verteilen (RAMKE et al., 2012). ESCALA et al. (2011) wiesen in ihrer Studie nach, dass zum Beispiel das Schwermetall Arsen zu 100 % in Lösung geht und sich im Prozesswasser wiederfindet.

Die Pyrolyse hat wie die Kompostierung den Vorteil, dass wenige Rückstände nach dem Prozess zurückbleiben. Abgesehen von den abgeschiedenen Störstoffen bei der Aufbereitung der Inputmaterialien (Bioabfall, Küche- und Speiseabfall) fallen in geringen Mengen Asche- und Schlackenrückstände an, welche aufgrund fehlender Daten nicht berücksichtigt wurden.

11.3 Klimawirksame und ökologisch relevante Emissionen im Vergleich

In diesem Kapitel wird zuerst auf die klimawirksamen Emissionen, die vor allem bei der Kompostierung und Vergärung eine Rolle spielen, eingegangen und diese werden gegenübergestellt. Danach werden weitere ökologisch relevante Emissionen, die insbesondere bei den Technologien Pyrolyse und HTC entstehen, beschrieben und verglichen.

Die wichtigsten klimarelevanten Emissionen, die in dieser Arbeit betrachtet werden, sind Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) und das indirekt klimawirksame Ammoniak (NH_3) (siehe Kapitel 4). Das durch den biologischen Abbau der organischen Substanz bedingte CO_2 wird als klimaneutral betrachtet, da dieses zuvor von der Pflanze aus der Atmosphäre entnommen wurde (LECHNER et al., 2005; SPRINGER, 2009).

Die folgenden Abbildungen und Tabellen fassen die aus der Literatur erhobenen Daten zu Emissionen in die Luft der einzelnen ausgewählten Verfahren zusammen, welche in Kapitel 5 näher beschrieben wurden.

Die durchschnittlichen Methanemissionen der einzelnen Prozessschritte der Verwertungsverfahren, welche in Kapitel 5 ermittelt wurden, sind in Abbildung 15 dargestellt.

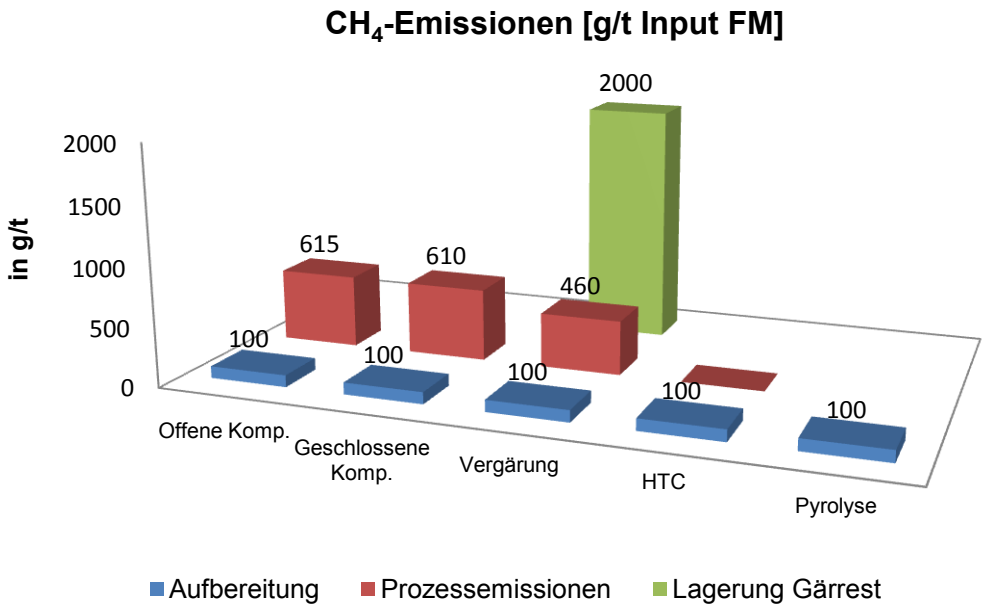


Abbildung 15 Entstehung CH_4 Emissionen bei den ausgewählten Verfahren im Vergleich (AMLINGER und PEYR, 2003; CUHLS et al., 2008; GRONAUER et al., 1997; HELLMANN et al., 1997; LECHNER et al., 2005; TRIMBORN et al., 2003)

In Tabelle 57 werden zusätzlich min. und max. Werte für die Methan-Gesamtemissionen dargestellt, welche aus Literaturdaten in Kapitel 5 ermittelt wurden.

Tabelle 57 Schwankungsbreite der CH_4 Emissionen (g/t Input FM) (AMLINGER und PEYR, 2003; CUHLS et al., 2008; GRONAUER et al., 1997; HELLMANN et al., 1997; LECHNER et al., 2005; TRIMBORN et al., 2003)

	Offene Komp.	**Geschl. Komp.**	**Vergärung**	**HTC**	**Pyrolyse**
Mittelwert [g/t Input FM]	715	710	2560	100	100
Min. [g/t Input FM]	300	300	2.100	20	20
Max. [g/t Input FM]	1.000	1.500	3.600	230	230

Im Vergleich der untersuchten Behandlungsverfahren wird bei der Vergärung am meisten Methan emittiert. Der Großteil der Methanemissionen entsteht bei der (unsachgemäßen) Lagerung des Gärrestes. Der Gärrest enthält methanbildende Mikroorganismen, die auch in Lagerbehältern einen Abbau verbliebener organischer Substanz bewirken. Die möglichen Emissionen aus dem Gärrestlager sind abhängig von der Verweilzeit des Substrates im Fermenter. Je kürzer diese ist, desto höher sind die Methanemissionen aus der Lagerung. Bei offenem Gärrestlager kann es demnach zu einem Verlust an nutzbarem Biogas kommen (LAMPERT et al., 2011). Deshalb empfehlen M. KERN et al. (2010), eine bestimmte Mindestverweilzeit im Fermenter einzuhalten oder bei kurzen Verweilzeiten das Gärrestlager abzudecken und entsprechend abzudichten.

Im Durchschnitt entstehen bei der Vergärung 2.560 g CH_4/t, während beim Kompostierungsprozess 715 g CH_4/t (offene) bzw. 710 g CH_4/t (geschlossen) gebildet werden. Im Vergleich zur Vergärung wird somit um ca. 70 % weniger Methan

emittiert. Methan entsteht bei der Kompostierung durch Unterversorgung an Sauerstoff während des Rotteprozesses. Maßnahmen wie Optimierung der Materialstruktur, Umsetzen oder Belüftung bei der offenen und geschlossenen Kompostierung reduzieren die Methanemissionen, da dadurch eine bessere Sauerstoffzufuhr gewährleistet wird (VOGT et al., 2002; M. KERN et al., 2010).

Die relativ neuen Technologien Pyrolyse und HTC sind luftdichte Systeme, die organisches Material unter hohen Temperaturbedingungen und unter Sauerstoffentzug zu kohleähnliche Bestandteile umwandeln. Aufgrund dieser Prozessbedingungen entstehen nahezu keine klimawirksamen Emissionen außer dem als klimaneutral angesehenen biogenen CO_2. Im Prozessgas der HTC-Anlage werden Spuren von Methanemissionen nachgewiesen (KRAUSE, 2010; RAMKE et al, 2010). Im Vergleich zu Methanemissionen bei der Vergärung und Kompostierung sind diese Mengen so gering, dass sie vernachlässigbar sind.

Die angeführten Werte der Treibhausgase für HTC und Pyrolyse beziehen sich auf die Aufbereitung des Inputmaterials wie Bioabfall oder Küchen- und Speiseabfälle. Da derzeit keine Daten zu den Aufbereitungsschritten bei der Pyrolyse und HTC vorliegen, wird angenommen, dass im selben Ausmaß (Methan-, Lachgas und Ammoniak-)Emissionen entstehen wie bei der Aufbereitung in einer Kompostierung.

In Abbildung 16 werden die durchschnittlichen Lachgasemissionen für die einzelnen Prozessschritte für alle Verwertungsverfahren dargestellt, welche aus den Literaturdaten ermittelt wurden (siehe Kapitel 5). Dabei ist Lachgas 298-mal klimawirksamer als CO_2 in einem Zeitraum von 100 Jahren, was weitaus höher ist als das Treibhausgaspotenzial von Methan (25-mal klimawirksamer als CO_2) (IPCC, 2007).

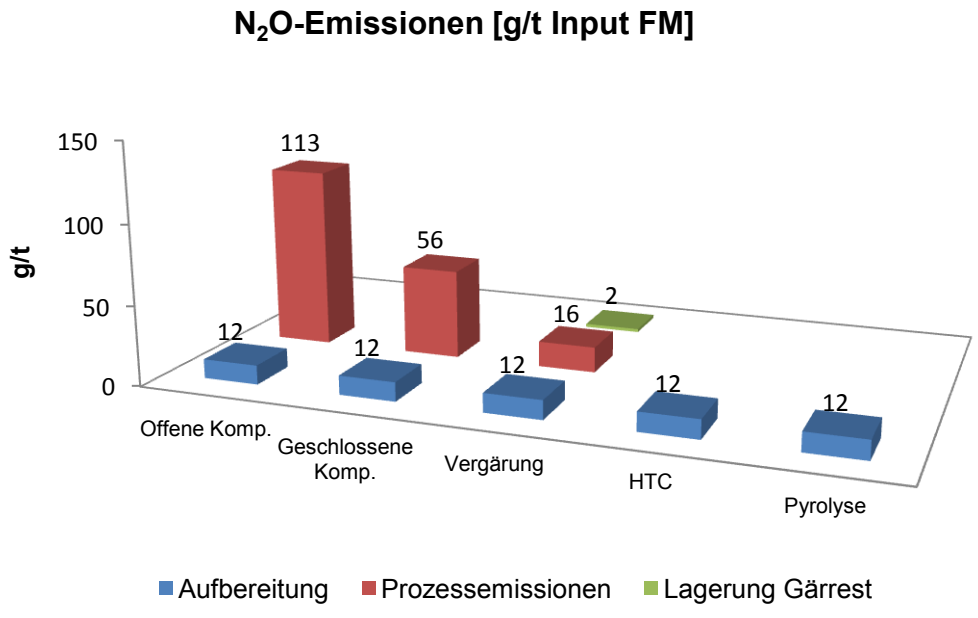


Abbildung 16 Entstehung von N_2O-Emissionen bei den ausgewählten Verfahren im Vergleich (AMLINGER und PEYR, 2003; CUHLS et al., 2008; GRONAUER et al., 1997; HELLMANN et al., 1997; LECHNER et al., 2005; TRIMBORN et al., 2003)

Die angeführten min. und max. Werte der Gesamt-Lachgasemissionen wurden aus der Literatur abgeleitet (siehe Kapitel 5) und können aus Tabelle 58 entnommen werden.

Tabelle 58 Schwankungsbreite der N_2O Emissionen (g/t Input FM) (AMLINGER und PEYR, 2003; CUHLS et al., 2008; GRONAUER et al., 1997; HELLMANN et al., 1997; LECHNER et al., 2005; TRIMBORN et al., 2003)

	Offene Komp.	Geschl. Komp.	Vergärung	HTC	Pyrolyse
Mittelwert [g/t Input FM]	125	68	30	12	12
Min. [g/t Input FM]	49	49	17	1,4	1,4
Max. [g/t Input FM]	210	120	35	20	20

Die Lachgasemissionen sind bei der offenen Kompostierung mit durchschnittlich 125 g N_2O/t Input FM am höchsten. N_2O kann als unerwünschtes Zwischenprodukt bei unvollständiger Nitrifikation und Denitrifikation im Rotteprozess entstehen. Optimale Sauerstoffzufuhr kann Lachgasemissionen verringern (AMLINGER et al., 2005).

Bei der geschlossenen Kompostierung entstehen zwar insgesamt mit ca. 70 g N_2O/t Input FM weniger Lachgasemissionen als bei der offenen Kompostierung, es kann jedoch bei falscher Verfahrensführung zu zusätzlicher Lachgasbildung im Biofilter kommen. Bei der Umwandlung von NH_3 wird N_2O und NO gebildet. Nach AMLINGER et al. (2005) kann die Emissionskonzentration im Reingas nach der Abluftreinigung im Vergleich zum Rohgas davor um den Faktor 2 bis 10 höher liegen. Durch die Anordnung eines sauren Wäschers zur Ammoniakentfernung, können diese Emissionen jedoch auf ein Minimum reduziert werden (AMLINGER et al., 2005)

Die Lachgasemissionen sind bei der Vergärung im Vergleich zur Kompostierung sehr gering. Diese entstehen vor allem bei der Aufbereitung des Inputmaterials und bei der Fest/Flüssigtrennung des Gärrestes und bei der Lagerung des Gärrests. (LAMPERT et al., 2011). Die Lachgasemissionen bei der Pyrolyse und HTC beziehen sich auf die Aufbereitung von biogenem Abfall.

In folgender Abbildung 17 werden die aus der Literatur erhobenen Ammoniak-Emissionen gegenübergestellt (siehe Kapitel 5). Ammoniak wird als indirekt wirkendes Treibhausgas bezeichnet, da erst durch Umwandlungsprozesse in der Atmosphäre ca. 1 % des NH_3 zu Lachgas wird (SPRINGER, 2009).

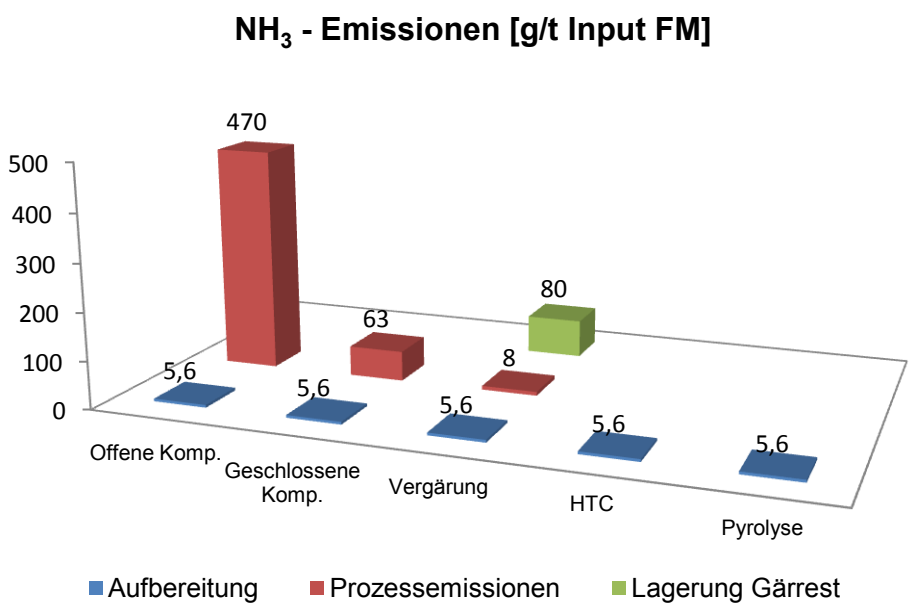


Abbildung 17 Entstehung von NH_3-Emissionen bei den ausgewählten Verfahren im Vergleich (AMLINGER und PEYR, 2003; CUHLS et al., 2008; GRONAUER et al., 1997; HELLMANN et al., 1997; LECHNER et al., 2005; TRIMBORN et al., 2003)

Die berechneten Mittelwerte aus der Literatur (siehe Kapitel 5) werden in Tabelle 59 zusammengefasst.

Tabelle 59 Schwankungsbreite der NH_3-Emissionen (g/t Input FM) (AMLINGER und PEYR, 2003; CUHLS et al., 2008; GRONAUER et al., 1997; HELLMANN et al., 1997; LECHNER et al., 2005; TRIMBORN et al., 2003)

	Offene Komp.	Geschl. Komp.	Vergärung	HTC	Pyrolyse
Mittelwert [g/t Input FM]	476	69	104	5,6	5,6
Min. [g/t Input FM]	230	15	55	4	4
Max. [g/t Input FM]	920	110	155	10	10

Die Ammoniak-Emissionen sind im Vergleich zu den anderen Behandlungsverfahren bei der offenen Kompostierung am höchsten. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Abluft bei der offenen Kompostierung nicht gefasst und gereinigt wird. Der große Unterschied zwischen geschlossener und offener Anlage beruht auf der Wirksamkeit des Biofilters bzw. sauren Wäschers. Ammoniak wird tlw. bis fast vollständig in sauren Wäschern und Biofiltern adsorbiert und eliminiert (LAMPERT et al., 2011).

Demgegenüber wird aber erst im Biofilter das ökologisch relevante NO durch die Umwandlung von NH_3 zu N_2O und NO gebildet. Nach AMLINGER et al. (2005) sind diese Mengen jedoch vernachlässigbar.

Bei der Vergärung kommt es zu Ammoniakemissionen vor allem bei der Lagerung des Gärrestes. Hier besteht eine Minderungsmöglichkeit durch eine gasdichte Lagerung des Gärrestes bis zur Ausbringung auf Ackerflächen bzw. weiteren Behandlung (M. KERN et al, 2010).

Bei der Pyrolyse konnten im Pyrolysegas NH_3 Emissionen nachgewiesen werden (KÜGLER et al., 2004). Da das Pyrolysegas anschließend bei 1.000°C verbrannt wird, werden diese Emissionen jedoch eliminiert. Bei HTC Prozessgas sind in der Literatur (siehe RAMKE et al., 2012; ESCALA et al., 2011) keine NH_3-Emissionen ausgewiesen. Deshalb wird angenommen, dass bei der HTC keine relevanten Ammoniak-Emissionen entstehen bzw. bisher noch nicht gemessen wurden.

Ökologisch relevante Emissionen

Neben den Emissionen bei der Aufbereitung ist die einzige weitere bisher untersuchte Quelle der Pyrolyseanlage das Abgas, welches aus der Verbrennung des Pyrolysegases in der Brennkammer entsteht. Aufgrund der neuen Anwendung der Pyrolyse in der Abfallwirtschaft gibt es kaum unabhängige wissenschaftliche Untersuchungen zu der Zusammensetzung des Abgases. Derzeit sind nur Abgasmessungen von Anlagenbetreiber/innen bekannt. Die Anlagen unterscheiden sich aber in ihrer Prozessführung und erschweren es demnach, eine allgemein gültige Aussage zu treffen. Zum Beispiel gibt die Firma UC Prozesstechnik GmbH an, dass nach ihrem HD-PAWATHERM-Verfahren für die Behandlung von Klärschlamm das Pyrolysegas zuerst von Schadstoffen gereinigt und danach verbrannt wird (NEUMANN, U., 2011). Bei PYREG Anlagen wird das Pyrolysegas ohne Reinigung bei ca. 1.000°C im so genannten FLOX-Verfahren (Flammlose Oxidation) verbrannt (GERNER, 2011).

Durch die anschließende Verbrennung des Pyrolysegases werden Schadstoffe tlw. eliminiert bzw. reduziert. Demnach befinden sich nach Messungen der Firma PYREG am Beispiel Klärschlamm folgende Emissionen im Abgas (GERBER, 2011): NO_x als NO_2, CO, Dioxine/Furane und Benzo(a)pyren. Nach Angaben der Anlagenbetreiber werden dabei die Grenzwerte der deutschen Bundes-Immissionsschutzverordnung eingehalten.

Nur 2-11 % des gesamten Kohlenstoffes wird beim HTC Prozess in einen gasförmigen Zustand überführt (BERGE et al., 2011). Aufgrund der daraus resultierenden geringen Menge des Abgases in Relation zur Kohleausbeute und zum Aufkommen des Prozesswassers wird es in den vorliegenden Studien oft als vernachlässigbar eingestuft. RAMKE et al. (2011) und BERGE et al. (2011) haben jedoch Konzentrationen von ökologisch relevanten Emissionen nachgewiesen. Nach RAMKE et al. (2011) ist die Hauptkomponente des Abgases mit 96 Vol.-% das klimaneutrale Kohlendioxid, welches im HTC Prozess in der so genannten Phase *Decarboxylierung* (Abspaltung von CO_2) entsteht. 3 Vol.-% des Gases setzen sich aus dem ökologisch relevanten CO zusammen. Die restlichen Anteile bestehen aus den klimawirksamen CH_4 und H_2 sowie sonstigen potentiell umweltschädigenden Kohlenwasserstoffverbindungen (RAMKE et al, 2010).

Beim HTC Prozessgas ist nicht die Quantität sondern die Qualität für die ökologische Relevanz ausschlaggebend. In Bezug auf die Zusammensetzung sowie Umweltwirkung des HTC-Gases besteht noch Forschungsbedarf. Zudem ist zu überprüfen, ob eine thermische Nachbehandlung bei Anlagen im Industriemaßstab notwendig ist oder nicht.

Bei der Kompostierung sowie bei der Vergärung kommt es zur Bildung von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC = Volatile Organic Compounds). Diese werden zwangsläufig beim biologischen Abbau von organischem Material gebildet. Die VOC machen aber bei der Kompostierung nur einen sehr geringen Prozentsatz der

gesamten Emissionen aus (siehe Kapitel 5.6.4). Insgesamt entstehen bei der Vergärung nach CUHLS et al. (2008) von der Aufbereitung über die Abpressung bis hin zur Lagerung des Gärrest durchschnittlich 700 g VOC/t Input FM. Dabei wird auch hier der Großteil während der Lagerung des Gärrestes gebildet (siehe 5.7.4.).

11.4 Bewertung der Verfahrenskombinationen

In diesem Kapitel werden folgende Verfahrenskombinationen nach DILBER (2013) genauer betrachtet und diskutiert:

1. Behandlung des Gärrestes in der Kompostierung oder HTC
2. Behandlung des HTC Prozesswasser in der Vergärung
3. Verwendung der Pyrolyse/HTC-Kohle in der Kompostierung

Behandlung des Gärrestes in der Kompostierung

Wenn der Gärrest nicht direkt auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden kann, gibt es die Möglichkeit, diesen zu kompostieren. Untersuchungen (M. KERN et al., 2010; EPEA, 2008) zeigen, dass kompostierter Gärrest hinsichtlich der Humusbildungspotenzial gleich zu bewerten ist wie Kompost. Gärrest weist jedoch einen leicht reduzierten Nährstoffgehalt im Vergleich zu Kompost auf. Dies ist auf die bei der Entwässerung abgetrennten Nährstofffrachten ins Prozesswasser zurückzuführen. Ein Vorteil des Gärrests ist, dass durch die Fest/Flüssigtrennung leicht lösliche Salze in der flüssigen Phase bleiben und somit aus dem festen Gärrest entfernt werden. Dies hat einen positiven Einfluss auf die Kompostqualität. Allerdings ist für die Kompostierung des Gärrestes eine Zugabe von Strukturmaterial notwendig, um einen optimalen Rotteprozess zu gewährleisten (VOGT et al., 2002).

Durch die Behandlung des Gärrestes in der Kompostierung entstehen zusätzliche Emissionen. Nach CUHLS et al. (2008) werden in der Nachrotte bezogen auf Gärrest 1.200 g CH_4/t Input FM und 110 g N_2O/t Input FM emittiert. Des Weiteren kommt es zur Bildung von 110 g NH_3/t Input FM und 300 g VOC /t FM.

Behandlung des Gärrestes in der HTC

Eine Behandlungsalternative des Gärrestes kann in einer HTC-Anlage erfolgen. Theoretisch hat der Gärrest mit 3,9 MJ/ kg FM ein relativ hohes energetisches Potenzial. Laboruntersuchungen (siehe RAMKE et al., 2010) zeigen jedoch, dass aufgrund des hohen pH-Wertes (>7) des Gärrestes eine geringere Umsetzung in Kohle stattfindet. Hier besteht noch Forschungsbedarf, vor allem ob eine Zugabe von Säure, um den pH-Wert zu senken, eine positive Auswirkung auf den Prozess haben kann. Eine Erhöhung der Reaktionstemperaturen wirkt sich nach RAMKE et al. (2011) positiv auf die Umsetzungsintensität aus.

Ein weiterer Vorteil der Behandlung des Gärrestes in einer HTC-Anlage ist, dass eine Fest/Flüssigabtrennung des Gärrestes unterbleiben kann. Allerdings erhöht die Behandlung des Gärrestes in der HTC den Energiebedarf und das überschüssige HTC-Prozesswasser muss als Abwasser weiter behandelt werden. Es können aber dadurch im Vergleich zur Nachkompostierung von Gärrest klimawirksame Emissionen eingespart werden.

HTC Prozesswasser in die Vergärung

Wie bereits oben erwähnt, befindet sich im Prozesswasser ein hoher organischer Anteil. Nach RAMKE et al. (2012) gehen 20 % des Gesamt-Kohlenstoffes in die flüssige Phase über. Um diesen Energieinhalt zu nutzen, untersuchten RAMKE et al. (2012) die Möglichkeit das Prozesswasser in einer anaeroben Vergärung weiter zu behandeln, um Biogas zu gewinnen. Eine gute Abbaubarkeit des Prozesswassers wurde in dieser Studie im Laborversuch durch Gärtests nachgewiesen. Diese Verfahrenskombination ist sinnvoll, da der Gärrest aus der Vergärung wiederum in der HTC behandelt werden kann. Somit kommt es zu einer optimalen Kombination von Vergärung und HTC-Anlage. Dazu fehlen allerdings noch weitere wissenschaftliche Untersuchungen sowie eine Umsetzung in größerem Maßstab als im Labor.

Pflanzenkohle in die Kompostierung

Derzeit wird diskutiert und erforscht ob die Pyrolysekohle als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann bzw. ob positive Auswirkungen nachgewiesen werden können. Die bisherigen Studien kamen aber zu unterschiedlichen Ergebnisse über die Wirkung der Pflanzenkohle auf Boden und Pflanzen.
Bisherige Resultate bestätigen einerseits eine positive Wirkung der Pflanzenkohle auf das Pflanzenwachstum (GLASER, 2012; LEHMANN und JOSEPH, 2009). Demnach führt die Einarbeitung von Pyrolysekohle in den Boden zu einer besseren Wasser- und Nährstoffspeicherung und somit zur Ertragssteigerung. Andererseits gibt es auch Studien, die diesen Effekt widerlegen und keine Wirkung der Pflanzenkohle im Boden auf die Bodenfruchtbarkeit und den Ertrag fanden (SPOKAS et al., 2012).

Dies ist womöglich auf die Adsorptionsfähigkeit der Pyrolysekohle zurückzuführen. Pyrolysekohle hat die Eigenschaft, Schwermetalle zu fixieren und langfristig zu immobilisieren. Jedoch sind von diesem Effekt auch die Nährstoffe betroffen, die dadurch für die Pflanzen schlechter verfügbar sind. Nach DUNST (2012) ist es empfehlenswert, die Pyrolysekohle vor einer Bodenausbringung mit Kompost zu mischen.

Die Situation über die Forschungsergebnisse bei der HTC-Kohle ist ähnlich. In einem aktuellen wissenschaftlichen Bericht von BARGMANN et al. (2013) wird die negative Wirkung von HTC-Kohle auf Boden und Pflanzen bestätigt. Die Autor/innen erforschten mittels Keimfähigkeitstest die phytotoxische Wirkung von HTC-Kohle aus verschiedenen Inputmaterialien. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass die HTC-Kohle und das HTC Prozesswasser aufgrund von organischen Schadstoffen das Wachstum der Pflanzen hemmen. Demnach ist bei pflanzenbaulicher Anwendung von HTC-Kohle eine Vorbehandlung notwendig. Nach HELFRICH et al. (2011) würde eine Mischung mit Kompost bzw. Co-Kompostierung ausreichen um die HTC-Kohle nachfolgend als Bodenverbesserungsmittel einzusetzen.

12. Biokohle – Teilnahme am CO_2 Zertifikathandel?

In diesem Kapitel wird zunächst der Frage nachgegangen, in welcher Form für die Biokohleherstellung und –anwendung (z.B. als CO_2-Senke oder energetische Nutzung) die Möglichkeit besteht, am Emissionshandel teilzunehmen. In weiterer Folge wird der Emissionshandel beschrieben und dessen rechtliche Grundlagen wie das Kyoto-Protokoll und die europäische Emissionshandelsrichtlinie (Richtlinie 2003/87/EG) dargestellt. Zudem wird auf mögliche Mechanismen außerhalb des Emissionshandels, wie freiwillige bzw. staatlich geregelte Kompensationszahlungen (Clean Development Mechanism, Joint Implementation), eingegangen. Aufbauend auf diesen Ergebnissen wird überprüft, ob eine Teilnahme der Biokohleherstellung und -anwendung derzeit am CO_2-Zertifikatehandel möglich ist oder nicht.

12.1 Welche Emissionen sind für den Emissionshandel berechenbar?

Die Produktion und Anwendung von Pflanzenkohle vermeidet auf verschiedenen Wegen Emissionen. Hier werden speziell die Emissionsvermeidung durch energetische Verwertung und die Kohlenstoff-Sequestrierung näher ausgeführt. Alle weiteren Emissionsminderungen und die Frage, welcher Mehrwert durch den Einsatz der Pflanzenkohle in der Landwirtschaft entstehen kann, sind (noch) nicht für den Emissionshandel relevant, weil der Agrarsektor nicht inkludiert ist. Als Ergänzung sollen diese dennoch erwähnt werden.

Energetische Verwertung

Durch die Verwendung von Biokohle als Substitut von fossilen Brennstoffen können Emissionen vermieden werden. Auch Nebenprodukte der Biokohleherstellung wie Pyrolyseöl oder Pyrolysegas können energetisch genutzt werden. Die aus Biomasse bestehende Biokohle ist somit eine erneuerbare Ressource und kann mit dem Emissionsfaktor null bewertet werden (siehe Anhang 4, EZG-Emissionszertifikatgesetz, 2011).

Kohlenstoffspeicherung

Die pflanzenbauliche Anwendung von Pflanzenkohle als Kohlenstoffspeicher könnte zur Reduzierung der CO_2-Konzentration in der Atmosphäre beitragen. Die Pflanze entzieht zuvor beim Wachsen Kohlendioxid und wandelt es in Kohlenstoff um. Bei der Pyrolyse z.B. wird die Hälfte des Kohlenstoffes in der Biomasse wieder freigesetzt, der andere Teil verbleibt in der Kohle und wird dort langfristig gespeichert (LEHMANN und JOSEPH., 2009).

Mehrnutzen für die Landwirtschaft

Wenn der Agrarsektor in den Emissionshandel mit einbezogen würde, könnten auch hier durch Veränderungen im Management Zertifikate angerechnet werden. Während im konventionellen Landwirtschaftsbetrieb vor allem durch Stickstoff-Düngung das klimawirksame Gas N_2O entsteht, könnten bei positiver Wirkung der Pflanzenkohle im Boden der Düngereinsatz reduziert bzw. eingespart und somit Treibhausgasemissionen (THG) vermieden werden (GAUNT und COWIE, 2010).

Zudem erhöht die Zugabe von Pflanzenkohle zum Boden die Verfügbarkeit an Nährstoffen, die Wasserverfügbarkeit und die mikrobiologische Aktivität. In welchem Ausmaß hängt jedoch vom Bodentyp ab (SPOKAS et al., 2012; LEHMANN und JOSEPH., 2009). Pflanzenkohle hat aber auch langfristig einen Einfluss auf Böden, und zwar auf die Zusammensetzung des Bodens. Die Umwandlungsprozesse, die innerhalb und außerhalb des Boden stattfinden und den Bodentyp prägen, (pedogenetische Aktivitäten, Morphology, Produktivität) werden von der Pflanzenkohle insofern beeinflusst, dass es zum Beispiel zu einer Revitalisierung von nähstoffarmen Böden führen kann (SPOKAS et al., 2012).

12.2 Emissionshandel

Neben gesetzlichen Standards und institutionellen Ansätzen, werden vor allem marktwirtschaftliche Instrumente zur Reduzierung der Treibhausgase eingesetzt, wie Steuern, Subventionen und der Emissionshandel. Das Ziel des Emissionshandels ist es, einen Markt zu schaffen, in dem mit einer begrenzten Anzahl an Emissionsrechten in einem konkreten Gebiet und innerhalb eines definierten Zeitraums gehandelt wird. Die Emissionsrechte werden durch eine bestimmte Menge an Schadstoffen definiert, wie eine Tonne SO_x, NO_x oder CO_2. Das gesamte Angebot an Emissionsrechten in einem Markt ist nicht unendlich verfügbar, sondern es wird eine künstliche Knappheit geschaffen, um einen positiven Marktpreis zu erzielen und einen Anreiz zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen zu bewirken (ZÖCKLER, 2004).

Es gibt zwei grundlegende Formen des Emissionshandels: Cap-and-Trade-System und Basline-and-Credit-System, wobei beide Ansätze auch kombiniert werden können. Nach dem Cap-and-Trade-Modell wird ein Kontingent an Emissionen festgelegt und der Ausstoß somit nach oben gedeckelt („cap“ = Deckel). Diese Gesamtmenge wird dann in einzelne Zertifikate auf - in den meisten Fällen - Unternehmen aufgeteilt (ZÖCKLER, 2004). Das heißt, dass zum Beispiel eine Firma oder ein Industriezweig x t CO_2 emittieren darf. Alle darüber hinaus entstandenen Emissionen müssen über Zertifikate am Markt eingekauft werden. Umgekehrt kann diese Firma, wenn es weniger emittiert als Zertifikate zur Verfügung hat, diese am Markt weiterverkaufen. Somit entsteht ein Handel. Die Vergabe an Emissionszertifikaten erfolgt entweder durch die Politik, oder sie werden versteigert. Beispiel für solche Systeme ist das EU European Trade System ETS und der US-SOx-Handel (GEHRING und STRECK, 2005).

Die zweite Form des Emissionshandels ist der so genannte Basline-and-Credits-Ansatz. Hier wird nicht mit Emissionsrechten sondern mit Emissionsreduzierung gehandelt. Eine Firma verpflichtet sich, ihre Emissionen um x % im Vergleich zu einem vergangen Jahr zu reduzieren. Diejenigen, die diese Zielvorgabe nicht erreichen, müssen auch hier die fehlenden Vermeidungsmaßnahmen mit dem Einkauf von Zertifikaten kompensieren. Und umgekehrt können jene, die mehr reduziert haben als vorgegeben war, dies in Form von Zertifikaten am Markt verkaufen. Beispiele sind das New South Wales Greenhouse Gas Reduction Scheme oder der Chicago Climate Exchange Emissionshandel (GEHRING und STRECK, 2005).

Neben dem staatlich geregelten Emissionshandel (Kyoto-Protokoll, ETS) kann auch auf freiwilliger Basis gehandelt werden (wie Chicago Climate Exchange). Auch

werden zu bestehendem festgelegten Emissionshandel als Ergänzung freiwillige Kompensationszahlungen außerhalb der definierten Gebiete zugelassen. Emissionen, die durch eine Firma verursacht werden, können durch Einsparung an anderer Stelle wie zum Beispiel durch Aufforstung eines Waldes und somit Bindung von CO_2 wieder ausgeglichen werden.

Internationale Klimapolitik

Der Emissionshandel ist ein zentrales Instrument, um den Klimawandel entgegen zu wirken, wie es die IPCC fordert, und wurde im Kyoto-Protokoll im Jahr 1997 weltweit eingeführt. Das Kyoto-Protokoll ist ein rechtsverbindliches Übereinkommen, das 37 Industriestaaten (Annex-B-Staaten), darunter auch Österreich, unterzeichnet haben. Darin haben sich die Länder verpflichtet, den Ausstoß von Kohlendioxid und fünf weiteren Treibhausgasen (Methan, Lachgas, Schwefelhexafluorid, teilhalogenierte Fluorkohlenwasserstoffe und perfluorierte Kohlenwasserstoffe) im Zeitraum von 2008 bis 2012 verglichen mit dem Niveau von 1990 um mindestens fünf Prozent zu reduzieren. Es gibt aber unterschiedliche Zielvorgaben für die beteiligten Staaten, die Europäische Union hat sich zum Beispiel das Ziel gesetzt, ihre Emissionen um acht Prozent zu reduzieren, darunter Österreich mit 13 Prozent (UNFCCC, 1997).

Zusätzlich zum Emissionshandel ist es möglich Zertifikate in anderen Annex-B-Staaten (Joint Development - JI) oder in Entwicklungsländern (Clean Development Mechansim - CDM) zu kaufen. Dabei kann sich ein Unternehmen Emissionsminderungen anrechnen lassen, wenn es Projekte im Ausland finanziert, die zu einer Verringerung des Treibhausgasausstoßes führen.

Europäischer Emissionshandel

Der europäische Emissionshandel wurde 2005 basierend auf dem Kyoto-Protokoll eingeführt und ist zunächst nur für Teilnehmende aus der Industrie und dem Energiesektor obligatorisch. Es ist der weltweit größte Emissionshandel mit Beteiligung von insgesamt 30 Staaten, darunter die 27 Mitgliedstaaten und seit 2008 auch EU-Nachbarländer Island, Liechtenstein und Norwegen (Europäische Kommission, 2009). Die Richtlinie wird in Österreich durch das Emissionszertifikatsgesetz (BGBl. I Nr. 118/2011) umgesetzt.

Der Emissionshandel funktioniert nach dem Cap-and-trade Prinzip, d.h. es wurde/wird eine Obergrenze für die Emissionen festgesetzt, und am Beginn der Handelsperiode werden die Emissionsrechte unter den Teilnehmenden aufgeteilt. Wenn ein Unternehmen zum Beispiel mehr emittiert als es Zertifikate zur Verfügung hat, dann muss es diese am Markt zukaufen. Bislang hat es zwei Handlungsperioden gegeben, Phase I von 2005 – 2008; Phase II von 2008 – 2012, und ab 2013 tritt die dritte Handlungsperiode in Kraft, die bis 2020 geführt wird. Neu ist, dass zusätzliche Sektoren (wie die Luftfahrt) und weitere Treibhausgase in das Handelssystem aufgenommen werden. Zudem werden nicht mehr durch die einzelnen Mitgliedstaaten die Emissionszertifikate vergeben, sondern durch die Kommission, die eine EU-weite Obergrenze festlegt (Europäische Kommission, 2009).

Freiwillige Kompensationszahlungen

Nur ein Teil der Emissionsverursacher werden durch den Emissionshandel erfasst, die Mehrheit der Klein- und mittelständischen Betriebe, Verkehr, Haushalte und Großveranstaltungen oder die Landwirtschaft werden nicht berücksichtigt. Diese haben einerseits die Möglichkeit am so genannten Offset Market (Markt für freiwillige Kompensationen) Zertifikate zu verkaufen und andererseits freiwillig Zertifikate zu erwerben. Im Fall des Zukaufs an CO_2-Zertifikaten können damit auf freiwilliger Basis emissionsverursachende Tätigkeiten kompensiert werden und als klimaneutral ausgewiesen werden z.B. freiwillige Ausgleichszahlungen bei Flugreisen. Um Zertifikate am Markt zu verkaufen, können diese nach verschiedenen Standards zertifiziert werden, wie Gold Standard, Voluntary Carbon Standard, ISO 14064 usw. (COWIE und GAUNT, 2010).

12.3 Teilnahmemöglichkeiten am CO2 Zertifikatshandel

Im Kyoto-Protokoll wie auch auf europäischer Ebene (Emissionshandelsrichtlinie) gibt es keine spezifischen Regelungen zur Biokohleherstellung und -anwendung. Theoretisch wäre aber eine indirekte Teilnahme bei energetischer Verwertung von Pflanzenkohle oder durch so genannte Kompensationszahlungen wie JI und CDM möglich. Firmen, die am Emissionshandel teilnehmen und in ihrer Produktion fossile Brennstoffe durch Biokohle ersetzen, vermeiden Emissionen und können deshalb übrig bleibende Zertifikate am Markt verkaufen. Schlussendlich liegt hier aber der Nutzen nicht bei den Biokohleproduzierenden, sondern bei der Industrie und Energiewirtschaft. Im Rahmen der Joint Implementation und des Clean Development Mechanism wäre es auch möglich, solche Projekte außerhalb des Landes zu fördern und sich jene Einsparungen anrechnen zu lassen. In den so genannten Carbon Gold Standards, in welchen Kriterien für solche Projekte definiert werden, wurden bis jetzt noch keine Biokohleprojekte aufgenommen.

Die wirtschaftlich interessantere Betrachtung für einen Biokohleproduzent wäre die Nutzung als Kohlenstoff-Senke. CO_2-Sequestrierungmaßnahmen sind im Kyoto-Protokoll wie folgt geregelt: In Artikel 3.3. und 3.4. werden forstwirtschaftliche Aktivitäten wie Aufforstung bzw. Wiederaufforstung und CO_2-Anreicherung im Boden durch Anbau oder Wiederbegrünung gelistet (GAUNT und COWIE, 2010). Der Artikel 3.4., der sich auf Bodensequestrierung bezieht, kann von den Annex-B-Ländern freiwillig übernommen werden, ist aber noch nicht anwendbar für Clean Development Mechanismen. Der Handel mit Kohlenstoff-Senken ist erst in der Konzeptionsphase und bis heute nur im eingeschränkten Rahmen umgesetzt (MOSER und STÖCKLI, 2008).

Aufgrund der Ungewissheit über die Dauer sind Sequestrierungsaktivitäten oft mit strengen Auflagen verbunden, die die Kosten erheblich erhöhen oder eine Teilnahme verhindern können. Außerdem bestehen Schwierigkeiten im Monitoring des im Boden gebundenen Kohlenstoffes, was bislang zusätzlich eine Barriere darstellt (GAUNT und COWIE, 2010). Zudem gibt es auch Studien, die mögliche negative Einflüsse von Pflanzenkohle am Feld nachgewiesen haben. Nach einer Meta-Analyse von SPOKAS et al. (2012), die 46 aktuelle Ergebnisse von Studien weltweit zusammenfassen, zeigen 50 % der Studien einen kurzfristigen, positiven Effekt auf das Pflanzenwachstum, bei 30 % gibt es keinen signifikanten Unterschied und 20 % der Studien weisen sogar einen negativen Effekt auf die Fruchtbarkeit des Bodens

auf (SPOKAS et al., 2012). Zudem sind viele Wechselwirkungen zwischen Boden und Pflanzenkohle noch nicht bekannt.

Aktuell wird in den post-Kopenhagen Verhandlungen (*United Nations Framework Convention on Climate Change* UNFCCC) darüber diskutiert, Biochar in den CO_2-Emissionshandel und in den CDM Mechanismus zu integrieren. Eine der wichtigsten Lobbygruppen ist die International Biochar Initiative (IBI). Das Sekretariat der Konvention zur Bekämpfung der Wüstenbildung (United Nations Convention to Combat Desertification UNCCD) sowie 20 Regierungen, darunter nicht Österreich, unterstützen diese Forderung Pflanzenkohle als Mitigationsmaßnahme in die Klimaverhandlungen aufzunehmen (IBI, 2012a). Kritiker wie Biofuelwatch und weitere 150 Organisationen sprechen sich gegen den Einbezug von Biochar und von landwirtschaftlichen Böden in den CO_2 Handel aus. Zu groß sei die Gefahr, dass dadurch Monokulturen entstehen sowie bei Agrotreibstoffen und dies zur Abholzung des Regenwaldes führen könnte, als auch zur Konkurrenz zu Anbauflächen für Lebensmittel (ERNSTING, 2011).

Als Ergänzung soll hier noch angemerkt werden, dass es die Möglichkeit gibt, Biokohle untertage zu deponieren und somit Kohlenstoff langfristig zu speichern. Diese Anwendungsmethode fällt unter dem Begriff *Carbon Capture and Storage*. Solche Technologien sind bislang nicht im Emissionshandel bzw. im Rahmen von Kompensationszahlungen zugelassen gewesen. Mit der Novellierung der europäischen Emissionshandelsrichtlinie werden Anlagen zum Auffangen, zum Transport und zur unterirdischen Lagerung der Treibhausgase im Emissionshandel aufgenommen (Europäische Kommission, 2009).

Derzeit können Zertifikate für Biokohleherstellung nur über freiwillige Kompensationszahlung (vgl. Flugreisen) generiert werden. Ein Beispiel stellt der auf freiwilliger Basis eingeführte Emissionshandel in der Ökoregion Kaindorf dar. Dieser Zusammenschluss aus sechs in der Steiermark liegenden Gemeinden hat einen eigenen Zertifikatshandel eröffnet, bei dem unter anderem Kohlenstoffeinsparungen durch die Anwendung von Pflanzenkohle auf landwirtschaftlichen Flächen angerechnet werden können. Firmen können CO_2-Zertifikate um 45€/t CO_2 erwerben, um klimaneutral zu produzieren. Im Gegenzug erhalten Bauern und Bäuerinnen pro eingesparte Tonne CO_2 30 € (DUNST, 2012).

Weltweit gibt es Bestrebungen, Biokohleprojekte in so genannte *domestic offset* Programme zu integrieren. Zum Beispiel wurde in Australien am 1. Juli 2012 die staatlich geregelte *Carbon Farming Initiative* eingeführt, die erlaubt durch landwirtschaftliche Aktivitäten eingesparte Emissionsminderungen bzw. CO_2-Sequestrierung Emissionszertifikate zu generieren und weiter zu verkaufen. Im Programm wird die Anwendung von Pflanzenkohle auf dem Feld aufgelistet. Bis jetzt wurde diese jedoch nicht vom zuständigen Komitee bewilligt, da eine Methodik zur Berechnung der vermiedenen Emissionen noch nicht vorliegt (COWIE, 2012). In den USA wird darüber diskutiert, einen eigenen Emissionshandel einzuführen, der Gesetzesentwurf *American Power Act* liegt bereits vor. Falls es in dieser Legislaturperiode umgesetzt werden sollte, würden darunter auch Projekte zur Biokohleherstellung und –anwendungen im Rahmen von nationalen Ausgleichszahlungen gefördert werden (IBI, 2012).

13. Schlussfolgerung

In dieser Arbeit werden die möglichen Behandlungsverfahren (Kompostierung, Vergärung, HTC und Pyrolyse) und –kombinationen für die Abfallfraktionen Bioabfall, Küchen- und Speiseabfall, Grünschnitt, Papierschalmm, Klärschlamm und Holz behandelt dargestellt. Dafür wurden die In- und Outputströme (Material-, Energieinput, Produkt, Rückstände usw.) basierend auf einer Massenbilanz erhoben und die Entstehung von klimawirksamen sowie ökologisch relevanten Emissionen genauer betrachtet. Zu berücksichtigen ist, dass die Datenerhebung auf Literaturdaten und auf Information von Anlagenbetreiber/innen beruht.

Der Unterschied zwischen den „herkömmlichen" Verfahren (Kompostierung und Vergärung) und den „neuen" Technologien (HTC und Pyrolyse) ist aufgrund der gebildeten Emissionen relativ groß. Bei der Kompostierung und Vergärung kann es vor allem zur Bildung von klimawirksamen Treibhausgasen wie CH_4 und N_2O kommen, während bei der HTC und Pyrolyse ökologisch relevante Emissionen wie Furane/Dioxine, NO_2 usw. entstehen können. Pyrolyse und HTC scheinen vielversprechende Technologien zur Reduzierung von klimawirksamen Emissionen zu sein, aber auch bei der Kompostierung und Vergärung gibt es Optimierungspotenziale, um Treibhausgasmengen zu reduzieren (optimale Materialstruktur, Belüftung und Bewässerung, gasdichte Lagerung des Gärrestes usw.).

Der Vorteil der HTC und der Pyrolyse gegenüber der Vergärung und Kompostierung liegt darin, dass entstehende Abgase konzentrierter und nicht diffus austreten. Die Abluft kann demnach gezielter und effizienter gefasst und behandelt werden (VOGT und FEHRENBACH, 2012). Dadurch können auch meist die Grenzwerte der behördlichen Auflagen (wie Immissionsschutzgesetz) besser eingehalten werden. VOGT und FEHRENBACH (2012) gehen davon aus, dass die in Deutschland festgelegten Grenzwerte (TA Luft – Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft) ohne größeren technischen Aufwand eingehalten werden können. Trotzdem besteht vor allem bei der HTC und Pyrolyse, bezogen auf die Qualität der Abgase, noch Forschungsbedarf. Zudem ist noch nicht bekannt, ob weitere Emissionen in anderen Anlagenbereichen entstehen, z.B. bei der Lagerung der Biokohle, Reinigung des HTC-Prozesswassers usw..

Eine optimale Nutzung des energetischen und stofflichen Potenzials von Bioabfall und Küchen- und Speiseabfall lässt sich durch eine Kombination aus Vergärung und anschließender Kompostierung erzielen.

Ziel der Vergärung ist die Gewinnung von Biogas. Das Biogas kann in weiterer Folge in einem BHKW zu Strom und Wärme umgewandelt oder zu Erdgas aufbereitet werden. Dabei wird mehr Energie produziert als der Vergärungsprozess verbraucht. Der feste Gärrest kann in einer Kompostierung durch Beimischung von ausreichendem Strukturmaterial (Grünschnitt) zu Kompost aufbereitet werden. Empfehlenswert ist hier eine geschlossene Kompostierungsanlage, da vor allem bei der offenen Kompostierung diffuse klimawirksame Emissionen, insbesondere Lachgas und das indirekt klimawirksame Ammoniak, unkontrolliert freigesetzt werden können.

Eine andere Möglichkeit wäre, den Gärrest einer HTC zuzuführen. Ein Vorteil dabei ist, dass der flüssige Gärrest nach der Fermentation nicht entwässert werden muss und das verbliebene energetische Potential bzw. der verbliebene Kohlenstoff genutzt

werden könnte. Zudem entstehen durch die Behandlung in einer HTC nahezu keine weiteren klimawirksamen Emissionen.

Aus energetischer Sicht sind für die Pyrolyse Inputmaterialen mit niedrigerem Wassergehalt vorzuziehen, z.B. Grünschnitt und behandeltes Holz. Bei Inputmaterialien mit höherem Wassergehalt ist vor allem eine Mischung mit trockenem Material zur Einstellung eines geeigneten Wassergehalts sinnvoll. Die Pyrolyse hat den großen Nutzen, dass die Prozessführung annähernd energieautark ist. Eine externe Energiezufuhr ist laut Anlagenbetreiber/innen nur bei der Inbetriebnahme der Anlage und zum Anwärmen der Brennkammer notwendig. Die benötigte Heizenergie wird durch die direkte Verbrennung des Pyrolysegases in einer nachgeschalteten Brennkammer bereitgestellt. Ein weiterer Vorteil der Pyrolyseanlage ist, dass Rückstände (Asche und Schlacke) nur in sehr geringen Mengen anfallen.

Die Kohleausbeute und deren Energieinhalt sind jedoch fast um die Hälfte niedriger als bei der HTC. Für die Pyrolysekohle ist eine Zertifizierung als Pflanzenkohle nach dem Ithaka-Institut und demnach für eine pflanzenbauliche Anwendung geeignet (SCHMIDT et al., 2012). Die Pflanzenkohle hat die Eigenschaft Inhaltsstoffe langfristig zu speichern. Einerseits werden dadurch Schwermetalle immobilisiert, andererseits sind für die Pflanze weniger Nährstoffe verfügbar. Der Anlagenbetreiber DUNST (2012) empfiehlt, die Pyrolysekohle mit Kompost zu mischen.

Für HTC sind Abfallfraktionen mit hohem Wassergehalt geeignet. Vor allem Klärschlamm und Papierschlamm können dadurch effizienter verwertet werden. Als Hauptprodukt bei der Hydrothermalen Carbonisierung entsteht HTC-Kohle. Die HTC-Kohlequantität sowie der Energieinhalt sind im Vergleich zur Pyrolyse ca. um 50 % höher.

Die HTC-Anlage weist jedoch im Vergleich mit der nahezu energieautarken Pyrolysetechnik einen hohen Energiebedarf auf. Die Wärmegewinnung durch die exotherme Reaktion während des Carbonisierungsprozesses reicht nicht aus, um die benötigte Heizenergie zu decken. Hier ist es empfehlenswert, einen Standort für die HTC-Anlage in der Nähe einer bereits bestehenden Anlage mit Dampferzeugung auszuwählen (VOGT und FEHRENBACH, 2012). Eine Möglichkeit wäre die Positionierung neben einer bestehenden Vergärungsanlage, welche keine Abnehmer für thermische Energie aufweist. Das hätte auch den Vorteil, die Möglichkeiten der HTC-Vergärungssynergie besser nutzen zu können.

Zudem gibt es derzeit noch keine optimale Lösung für das HTC-Prozesswasser. Das leicht saure Prozesswasser besitzt einen hohen organischen Anteil und muss deshalb vor der Einleitung in eine Kläranlage vorbehandelt werden (z.B. Membranfiltration). Ein Teil des Prozesswassers kann nach Anlagenbetreiber/innen je nach Inputmaterial im Kreislauf geführt werden. Eine Möglichkeit wäre, das Prozesswasser in einer Vergärungsanlage weiter zu behandeln und aus dem verbliebenen Kohlenstoff Biogas zu gewinnen. Nach RAMKE et al. (2012) gehen 20% des Gesamt-Kohlenstoffes ins Prozesswasser über. Diese Behandlungsoption wurde aber im Industriemaßstab noch nicht erprobt, womit für diese Verfahrenskombination noch Forschungsbedarf besteht.

Derzeit ist noch nicht klar, ob sich beim Carbonisierungsprozess die Schwermetalle in der flüssigen oder festen Phase aufkonzentrieren. Zudem gibt es Untersuchungen, die einen negativen Effekt der HTC-Kohle auf das Pflanzenwachstum nachgewiesen haben. Zurzeit ist die HTC-Kohle für die Zertifizierung von Pflanzenkohle nach dem

Ithaka-Institut nicht zugelassen. Nach HELFRICH et al. (2011) würde jedoch eine Mischung mit Kompost bzw. Co-Kompostierung ausreichen um die HTC-Kohle als Bodenverbesserungsmittel einzusetzen (HELFERICH et al., 2011). Auf Grund der für die pflanzenbauliche Anwendung zu hohen Schwermetallgehalte ist bei den Inputmaterialien Klärschlamm und Papierschlamm daher eine energetische Nutzung der HTC-Kohle eher in Betracht zu ziehen.

Eine internationale Literaturstudie hat gezeigt, dass Pflanzenkohle in vielen Studien als langfristiger Kohlenstoffspeicher angesehen wird. Demnach hat die Pflanzenkohle die Eigenschaft, Kohlenstoff langfristig zu speichern und somit die CO_2-Konzentration in der Atmosphäre zu reduzieren. Derzeit gibt es aber keine Möglichkeit, dies sowohl auf internationaler (Kyoto Protokoll) als auch europäischer Ebene (Europäischer Emissionshandel) in Form von CO_2-Zertifikaten wirtschaftlich nutzbar zu machen. Hinderungsgründe sind fehlende Monitoringinstrumente und die Ungewissheit über die Dauer der Kohlenstoffsequestrierung. Wenn für die Biokohleproduktion als Inputmaterial nicht nur Abfälle genutzt werden, sondern eigene Pflanzen auf Ackerflächen dafür angebaut werden, besteht die Gefahr, dass dadurch Monokulturen entstehen. Dies könnte zur Abholzung des Regenwaldes und zur Konkurrenz zu Anbauflächen für Lebensmittel führen.

Dennoch weisen die „neuen“ Technologien (HTC und Pyrolyse) vielversprechende Vorteile auf, weshalb sie künftig eine wichtige Rolle bei der Verwertung von biogenen Abfallstoffen spielen könnten. Die Anwendung der Verfahren im Industriemaßstab steckt jedoch noch in der Entwicklungsphase und es verlangt noch einiges an Optimierung und Weiterentwicklung. Optimierungspotenzial für die effiziente Behandlung der untersuchten Abfallfraktionen stellt zudem - auch für konventionelle Technologien - eine wohlüberlegte Materialzusammensetzung bzw. Materialmischung und -aufbereitung dar.

Insgesamt haben gemeinsame Anlagenstandorte einen positiven Einfluss auf die Anlageneffizienz, z.B. können dadurch nicht verwendete Wärmequellen (Abwärme) nutzbar gemacht werden. Durch mögliche synergetische Wirkungen könnte weiterer Nutzen generiert werden. Flüssige oder feste Rückstände als Output eines Behandlungsverfahrens können wiederum als Inputmaterial für ein anderes Verfahren dienen (Kaskadennutzung).

14. Literaturverzeichnis

Abfallverbrennungsverordnung (BGBl. II Nr. 389/2002)

AHLBORN, C., WALLMANN, R. (2011): Stabilität unterschiedlich aufbereiteter Biomasse. MÜLL und ABFALL, 11, S. 522 – 529

AMLINGER, F., PEYR, S. (2003) Umweltrelevanz der dezentralen Kompostierung - klimarelevante Gasemissionen, flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung. Kompost – Entwicklung & Beratung, Technisches Büro für Landwirtschaft, Perchtoldsdorf

AMLINGER, F., PEYR, S., HILDEBRANDT, U.,MÜSKEN, J., CUHLS, C. JOACHIM, C. (2005): Stand der Technik der Kompostierung – Grundlagenstudie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

ANTONIETT, M., TITIRICI M.M. (2009): Chemistry and Materials Options of sustainable Carbon Materials made by Hydrothermal Carbonisation. Chem. Soc. Rev., 2010, Vol. 39, S. 103-116

AVA CO2 (2013): Masse und Energiebilanz, http://www.ava-co2.com/web/media/downloads_DE/datenblaetter/Factsheet_AVA_Masse-und-Energie-Bilanz_DE.pdf [Abfrage am 30.5.2013]

BARGMANN, I., RILLING, M.C., BUSS, W., KRUSE, A., KUECKE, M. (2013): Hydrochar and Biochar Effects on Germination of Spring Barley, Journal of Agronomy and Crop Science, S. 1-14

BERGE, D. N., RO, S.K., MAO J., FLORA, J., CHAPPELL M., BAE, S. (2011): Hydrothermal Carbonization of Municipal Waste Streams, Environmental Science Technology, Vol. 45, S. 5696 – 5703

BROWNSORT, P.A. (2009): Biomass Pyrolysis Processes: Perfromance parameters and their influences on Biochar systems boundaries. Dissertation, UK Biochar Research Center, Edinburgh

BUTTMANN M. (2011): HTC-Projekt Kläranlage Kaiserlautern Terra Nova Energy GmbH. In: First INTERREG NSR Biochar conferene - "Biochar - Climate Savior or Bluff Package?", FRICKE K., BERGS C.-G., DICHTL N., WALLMANN R., Braunschweig. S.121 -126

CLEMENS, A. (2011): Hydrothermale Carbonisierung- Konversionsprozess zur Bereitstellung von Festbrennstoffen aus biogenen Reststoffen, Präsentation, Deutsche Biomasse Forschungszentrum, Leipzig

CUHLS, C., MÄHL, B. BERKAU, S., CLEMENS, J. (2008): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH – gewitra, Bonn

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. (2008): Biogas from Waste and Renewable Resources; WILEYVCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim

DILBER (2013): Vergleich von Technologien und Verfahrenskombinationen für ausgewählte biogene Abfallfraktionen – Biogaserzeugung, Kompostierung und Biokohleherstellung. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien

DIN – Deutsches Institut für Normung e.V. (2001): Umweltmanagement – Ökobilanz: Anwendungsbeispiele zu ISO 14041 zur Feststellung des Ziels und des Untersuchungsrahmens sowie zur Sachbilanz. Berlin/Wien/Zürich

DUNST, G. (2012): persönliche Mitteilung, 18.7.2012

COWIE A. (2012): Bright Prospects for Biochar Offsets in Australia. International Biochar Initiative, http://www.biochar-international.org/biochar_offsets_Australia [Abfrage am 8.12.2012]

EDER B. und SCHULZ H. (2006): Biogas Praxis, Grundlagen, Planung, Anlagenbau, Beispiele, Wirtschaftlichkeit, 3. vollständig überarbeitete Auflage, Ökobuch Verlag, Staufen

Emissionshandelrichtlinie, 2009/23/EG

Emissionszertifikatgesetz 2011 – EZG 2011, BGBl. Nr. 118/2011

EPEA – Environmental Protection Encouragement Agency (2008): Ökologisches Leistungsprofil von Verfahren zur Behandlung von biogenen Reststoffen - Kompass für die Entscheidungsfindung vor dem Hintergrund der geplanten Überarbeitung des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes. EPEA Internationale Umweltforschung GmbH, Hamburg

ERNSTING A.: Biochar – a climate solution? Bischöfliches Hilfswerk MISEREOR e.V., Aachen, 2011, http://www.misereor.org/fileadmin/redaktion/Report1_Biochar_111122.pdf [Abfrage am 22.8.2012]

ESCALA, M., KOLLER, C., KREBS, R., ZUMBÜHL, T. (2011): Machbarkeitsstudie BAFU 2011 - Schlussbericht: Hydrothermale Carbonisierung von Klärschlamm. Zhaw - Züricher Hochschule für angewandte Wissenschaft, Zürich

EUROPÄISCHE KOMISSION (2009): EU-Maßnahmen gegen den Klimawandel – Das Emissionshandelssystem der EU, Europäische Kommission, Luxemburg, http://ec.europa.eu/clima/publications/docs/ets_de.pdf [Abfrage am 5.12.2012]

ECN Phyllis (2012): Database for biomass and waste, Petten, Niederlande, http://www.ecn.nl/phyllis2/ [Abfrage am 11.12.2012]

EDELMANN, W., SCHLEISS, K. (2001): Stromproduktion aus Feststoff-Vergärung Ökobilanz. Im Auftrag des Bundesamtes für Energie und des Biogas Forum.

FNR (2004): Biogas-Anlagen – 12 Datenblätter; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Gülzow, http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_113biogas-anlagen.pdf [Abfrage am 6.3.2013]

GAUNT, J., COWIE, A.: Biochar, Greenhouse Gas Accounting and Emissions Trading. In: Science And Technology, 1. Auflage, earthscan, London

HELFRICH M., EIBISCH N., FLESSA H. (2011): Biokohle in der Landwirtschaft - Potenzial und mögliche Einschränkungen beim Einsatz als Bodenverbesserer und zur Kohlenstoffsequestrierung. In: First INTERREG NSR Biochar conferene - "Biochar - Climate Savior or Bluff Package?", FRICKE K., BERGS C.-G., DICHTL N., WALLMANN R K., BERGS C.-G., DICHTL N., WALLMANN R., Braunschweig, S.73-76

GEHRING, M., STRECK, C. (2005): Emissions Trading: Lessons From SOx and NOx Emissions Allowance and Credit Systems Legal Nature, Title, Transfer, and Taxation of Emission Allowances and Credits. Environmental Law Institute, Washington, DC

GERBER, H. (2011): Pflanzenkohleherstellung im PYREG-Verfahren. In: First INTERREG NSR Biochar conferene - "Biochar - Climate Savior or Bluff Package?", FRICKE K., BERGS C.-G., DICHTL N., WALLMANN R K., BERGS C.-G., DICHTL N., WALLMANN R., Braunschweig, S.27 -33

HELLMANN, B. (1995): Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen, Abschlussbericht der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück

HUPE, K., HEYER, K.U., STEGMANN, R. (1997): Biologische Bioabfallverwertung Kompostierung kontra Vergärung, http://www.ifas-hamburg.com/pdf/bioabfal.pdf [Abfrage am 12.3.2013]

HEIN, T., SCHNEBLE, H. (2008): Ist die Kompostierung von Bioabfällen noch zeitgemäß? - Mit Biogas mehr Energieeffizienz. Institut für Weiterbildung im Beruf FH Wiesbaden, http://www.umweltplanung-gmbh.de/downloads/080912_Praesentation_Kompostierung_Vergaerung.pdf [Abfrage am 27.12.2012]

HERRMANN, C. (2010): Ganzheitliches Life Cycle Management – Nachhaltigkeit und Lebenszyklusorientierung in Unternehmen. Springer Verlag, Heidelberg

HOFMANN, E.; PLÄTTNER, A.; LULIES, S.; SCHOLWIN, F. (2005): Evaluierung der Möglichkeiten zur Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz; Institut für Energetik und Umwelt, Leipzig

IFA Tulln, (2009): Projekt Encrop: Leitfaden Biogas http://www.codigestion.com/fileadmin/codi/images/ENCROP/Leitfaden_Biogas.pdf [Abfrage am 24.06.2013]

International Biochar Initiative – IBI: United States Biochar Policy. IBI, 2012. Verfügbar in: http://www.biochar-international.org/policy/unitedstates [Abfrage am 8.12.]

IEABBC (2012): database biomass, Niederlande, http://www.ieabcc.nl/database/biomass.php [Abfrage am 20.12.2012]

IPCC (2007): Zusammenfassung für politische Entscheidungsträger. In: Klimaänderung 2007: Wissenschaftliche Grundlagen. Beitrag der Arbeitsgruppe I zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderung (IPCC), Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor und H.L. Miller, Eds., Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom und New York, NY, USA. Deutsche Übersetzung durch ProClim-, österreichisches Umweltbundesamt, deutsche IPCC-Koordinationsstelle, Bern/Wien/Berlin

KEHRES, B. (2011): Optimierung der Verwertung von Grünabfällen. Konferenz der energetischen Nutzung von Landschaftspflegematerial. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln

KERN, M., RAUSSEN, T., FUNDA, K., LOOTSMA, A., HOFMANN, H. (2010): Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich

Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz. Im Auftrag des Umweltbundesamt, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH.

KERN, S. (2010): Niedertemperatur Drehrohrpyrolyse als Vorschaltprozess für die Co-Verbrennung von unkonventionellen Brennstoffen in thermischen Anlagen. Diplomarbeit, TU Wien

KERN, M., TURK, T. (2007): Wirtschaftliche Bewertung von Kompostierungsanlagen hinsichtlich der Integration einer Anaerob-Stufe als Vorschaltanlage, In: Biomasse-Forum. K. Wiemer, M. Kern (Hrsg.), Witzenhausen 2007. S. 153-183

KGVÖ - Kompostgüteverband Österreich (2004): Informationsdienst Humuswirtschaft & Kompost, http://www.kompost.de/fileadmin/docs/HuK/Gesamt3_04.pdf [Abfrage am 16.5.2013]

KLÖPFFER, W., GRAHL B. (2009): Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim

Kompostverordnung - Die Verordnung über Qualitätsanforderungen an Kompost aus Abfällen, BGBl. II Nr. 292/2001

KRAUSE, A. (2010): Hydrothermale Carbonisierung organischer Reststoffe - Machbarkeitsbetrachtung der technischen Realisierungsmöglichkeiten in der Region Kagera/Tansania. Diplomarbeit, TU Berlin

KÜGLER, I., ÖHLINGER, A., WALTER, B. (2004): Dezentrale Klärschlammverbrennung, Umweltbundesamt GmbH, Wien, http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE260.pdf [Abfrage am 7.6.2013]

LAMPERT CH., TESAT, M., THALER, P. (2011): Klimarelevanz und Energieeffizienz der Verwertung biogener Abfälle (KEVBA), Umweltbundesamt GmbH, Wien

LECHNER P., LINZNER R., MOSTBAUER P., BINNER E., SMIDT E. (2005): Klimarelevanz der Kompostierung unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik und Kompostanwendung (KliKo) – Endbericht: Im Auftrag der MA48. Institut für Abfallwirtschaft, Wien

LECHNER, P. (2004): Kommunale Abfallentsorgung (mit Beiträgen von Beigl, P., Binner, E., Heiß-Ziegler, C., Huber-Humer, M., Iordanopoulos-Kisser., Lechner, P., Lebersorger S., Mostbauer, P., Salhofer, S., Smidt, E., Stubenvoll, J., Wassermann, G.,) Facultas, Wien

LEHMANN, J., JOSEPH S. (Hrsg.) (2009): Biochar For Environmental Management, Science And Technology, 1. Auflage, earthscan, London

MA 48 (2007): Wien macht Biogas – Vienna produces Biogas. WKU – Wiener Kommunale-Umweltschutzprojektgesellschaft m.b.H.

MOLLERSTEN K., MOREIRA J., YAN J.: Potential market niches for biomass energy with CO_2 capture and storage – Opportunities for energy supply with negative CO_2 emissions. Biomass and Bioenergy, Vol. 25, S. 273-285. 2003.

MORSCHEK, G. (2012): Bioabfall - Thermische vs. Stoffliche Verwertung, Universität Rostock

MOSER K., STÖCKLI V. (2008): Der Wald im CO_2-Emissionshandelssystem –Ein Vorschlag zur Senkennutzung in der Schweiz. Diplomarbeit. Universität St. Gallen

NEUMANN, S. (2013), persönliche Mitteilung, 7.1.2013

NEUMANN U. (2011): Pyrolysetechnik zur Klärschlammbehandlung. In: First INTERREG NSR Biochar conferene - "Biochar - Climate Savior or Bluff Package?". FRICKE K., BERGS C.-G., DICHTL N., WALLMANN R., Braunschweig. S.77 -91

OBERNBERGER et al. (2006): Chemical properties of solid biofuels – significance and impact, Biomass and Bioenergy, Vol. 30, S. 973-982

OLIVA J., BERNHARDT A., REISINGER H., DOMENIG M., KRAMMER H. J. (2009): Klärschlamm; Materialien zur Abfallwirtschaft, Wien, http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0221.pdf [Abfrage am 24.06.2013]

OTTOW, J. C. G., BIDLINGMAIER, W. (Hrsg.), 1997. Biotechnologische Verfahren zur Behandlung fester Abfallstoffe; Umweltbiotechnologie, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart

ÖWAV – Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftverband (2013): Anaerobe Abfallbehandlung – Anforderungen an den Betrieb von Biogasanlagen, 2. Auflage, ÖWAV-Regelblatt 515, Wien

PERTL, A. (2009): Die Klimarelevanz der Aufbereitung und Energieumwandlung von Biogas, Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien

PRÖLL, T., Universitätsprofessor für Energietechnik und Energiemanagement am Institut für Verfahrens- und Energietechnik, BOKU Wien, persönliche Mitteilung, 12.3.2013

PYREG (2012): Pyreg 500 Karbonisierungsanlage, http://www.pyreg.de/website/resources/documents/pyreg_dt.pdf [15.5.2013]

RAMKE H.-G., BLÖHSE, D., LEHMANN, H.-J., ANTONIETTI, M., FETTIG, J. (2010): Machbarkeitstudie zur Energiegewinnung aus organischen Siedlungsabfällen durch Hydrohermale Carbonisierung, Deutsche Bundesstifung, Umwelt, Höxter, http://www.hs-owl.de/fb8/fachgebiete/abfallwirtschaft/pdf/Bericht_Final_gesamt_10.pdf [Abfrage am 15.06.2013]

RAMKE, H.-G., BLÖHSE, D., LEHMANN, H.-J. (2012): Wissenschaftlich-technische Grundlagen der Hydrothermalen Carbonisierung organischer Siedlungsabfälle. Müll und Abfall, Ausgabe 9, S. 476-483

REINHOLD, G. (2005): Masse- und Trockensubstanzbilanz in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, http://www.tll.de/ainfo/pdf/biog1205.pdf [Abfrage am 2.7.2013]

RICHARTS, F. (2010): Massen- und Energiebilanzen bei der Hydrothermalen Carbonisierung von Biomasse. Workshop Biokohle. Giessen, http://fss.plone.uni-giessen.de/fss/fbz/fb08/Inst/pflanzenoek/forschung/workshop/copy_of_workshop/richards/file/Richarts_HTC%20Workshop_22-02-10.pdf [Abfrage am 8.2.2013]

ROBERTS, K., GLOY, B., JOSEPH, S., SCOTT, N., LEHMANN, J. (2010): Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. Environmental Science and Technology, Vol. 44, S. 827-833

SCHMIDT H. P., ABIVEN S., GLASER B., KAMMANN C., BUCHELI T. und LEITFELD J.(2012): Richtlinien für die Produktion von Pflanzenkohle; Europäisches Pflanzenkohle Zertifikat; Version 4.2 – Stand 13.6.2012

SCHOLZ R., BECKMANN M., SCHULENBERG, F. (2001): Abfallbehandlung in thermischen Verfahren, Teubner, Stuttgart

SELL N.J., MCINTOSCH Th. H. (1988): Technical an economic Feasibility of briquetting mill sludge for boiler fuel; Tappi No. 3

SIMPSON G.G. (1983): Paper mill sludges, coal fly ash, and surplus lime mud as soil amendments in crop production; Tappi No. 7

SPOKAS, K.A., CANTRELL, K.B., NOVAK, J.M., ARCHER, D.A., IPPOLITO, J.A., COLLINS, H.P., BOATENG, A. A., LIMB, I.M., LAMB, M.C., MCALOON, A. J., LENTZ, R.D., NICHOLS, K.A. (2012): A synthesis of its agronomic impact beyond carbon sequestration. J. Environ. Qual. , Vol. 41, S. 973 - 989

SPRINGER C. (2009): Energieverbrauch und Treibhausgase verschiedener Kompostierungssysteme. Müll und Abfall, Ausgabe 11, S. 564 – 572

SUNCOAL (2011): Massen- und Energiebilanz, Ludwigsfelde, http://www.suncoal.de/de/technologie/massen-und-energiebilanz [Abfrage am 5.7.2013]

TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. (1993): Integrated Solid Waste Management -Engineering Principles and Management Issues, McGraw-Hill. Inc. New York

ULRICH M. (1995): Annahme und Aufbereitung: In: THOME KOZMIENSK K. J. Biologische Abfallbehandlung; Ef Verlag für Energie- und Umwelttechnik; Berlin

United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC (1997): Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nation über Klimaänderungen. In: Gesetz zu dem Protokoll von Kyoto vom 11. Dezember 1997 zum Rahmeneinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (Kyoto-Protokoll) vom 27.04.2002. BGBl. Jg. 2002 Teil II, Nr. 16, S. 967-997

VOGT, R., KNAPPE, F., GIEGRICH, J., DETZEL, A. (2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung. Gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU). Initiativen zum Umweltschutz 52. Erich Schmidt Verlag, Berlin

VOGT R., FEHRENBACH H. (2012): Maßnahmenplan zur Umsetzung einer vorbildhaften klimafreundlichen Abfallentsorgung im Land Berlin, IFEU, Heidelberg

WALLMANN, R., AHLBORN, C. (2011): Stabilität unterschiedlich aufbereiteter Biomasse, Müll und Abfall, Ausgabe 11, S. 522-529

WOOLF D., AMONETTE J., STREET-PEROTT F., LEHMANN J., JOSEPH S. (2010): Sustainable biochar to mitigate global climate change. Nature Communications, Jg. 10, Vol. 5, S. 1-5.

WANG, Z., CHEN, D., SONG, X., ZHAO, X. (2012): Study on the combined sewage sludge pyrolysis and gasification process: mass and energy balance. Environmental Technology, Vol. 33, Nr. 22, S. 2481-2488

ZÖCKLER J. (2004): Die Einführung des Emissionshandels in Deutschland – eine polit-öknomische Analyse unternehmerischer Interessensvertretung am Beispiel der Elektrizitätswirtschaft. Centrum für Nachhaltigkeitsmanagement (CNM) e.V., Lüneburg, http://www2.leuphana.de/umanagement/csm/content/nama/downloads/download_publikationen/48-1downloadversion.pdf [Abfrage am 22.8.2012]