

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



Abschätzung der Treibhausgasemissionen für eine Kompostanlage in Peru

Kritische Betrachtung der CDM-Methodologie AMS III.F. der UNFCCC

Diplomarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur

eingereicht von
Elisabeth Regina Zeiner
Stud Kennz.: 890 / Matr. Nr.: 0203129

betreut von
O. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. techn. Peter Lechner
Dipl.-Ing. Erwin Binner

Wien, im Februar 2010

Danksagung

Ich bedanke mich ...

- ... bei Herrn Prof. Dr. Peter Lechner für die Ermöglichung dieser Diplomarbeit am Institut für Abfallwirtschaft.
- ... bei Herrn DI Erwin Binner für die hilfreichen Ratschläge, die konstruktive Kritik und sein Verständnis.
- ... bei den Mitarbeitern des Instituts für Abfallwirtschaft für die Beantwortung kleiner und größerer Fragen und ihre Hilfe.
- ... bei Herrn Walter Klingenbrunner und den Mitarbeitern der Firma fk Agrar- und Umweltservice für die Bereitstellung der Daten und die Hilfe bei deren Erhebung.

Ganz besonders bedanke ich mich bei meinen Eltern, Annemarie und Karlheinz Zeiner, die mir das Studium ermöglicht haben. Sie haben mich finanziell und seelisch unterstützt und auch zum Gelingen dieser Diplomarbeit beigetragen.

Ebenso bedanke ich mich bei all meinen Freunden, die meine Studienzeit so wertvoll und wunderbar gemacht haben und besonders bei meiner „Klingenbrunner-Verwandtschaft“, bei der ich ein zweites Zuhause gefunden habe.

Abstracts

The Kyoto Protocol of the “United Nations Framework Convention on Climate Change” created the “clean development mechanism”. It should help developing countries reach sustainable development and industrialized and emerging countries to fulfil their emission targets. This work looks closer at the small-scale methodology AMS III.F.: Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass. This methodology is used to calculate the greenhouse gas emissions of facilities treating organic waste and it is also suitable for composting plants. Composting reduces greenhouse gas emissions because it prevents the anaerobic decay of organic waste in landfills and thus the production of methane. According to the methodology, the greenhouse gas emissions for an existing composting plant in Austria (input 23,750 t) were calculated (total 340.5 t CO₂-equivalents in 2008). A sensitivity analysis showed that the methane emissions during composting have the largest influence on the total emissions and can be reduced through proper management. The calculation for a planned composting plant in Peru (input 5,700 t/year) results in emissions of 155.8 t CO₂-equivalents annually. For a project lifetime of 10 years, emission reductions of about 35,900 t CO₂-equivalents are estimated. The methodology AMS III.F. is critically evaluated and suggestions to improve it are given.

Mit dem „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ (UNFCCC) und dessen Kyoto-Protokoll wurde der „Clean Development Mechanism“ geschaffen. Er soll Entwicklungsländern bei einer nachhaltigen Entwicklung und Industrie- und Schwellenländern bei der Erreichung ihrer Reduktionsziele helfen. Die Arbeit beschäftigt sich mit der Small Scale Methodologie AMS III.F. „Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass“. Diese Methodologie wird verwendet, um die Treibhausgasemissionen von Einrichtungen zu berechnen, die organische Abfälle behandeln. Sie kann auch für Kompostanlagen verwendet werden. Kompostierung verhindert Treibhausgasemissionen, da der anaerobe Abbau von organischen Abfällen auf einer Deponie und folglich die Produktion von Methan verhindert wird. Anhand der Methodologie werden die Treibhausgasemissionen einer bestehenden österreichischen Kompostanlage (23.750 t Ausgangsmaterial) berechnet (gesamt 340,5 t CO₂-Äquivalente 2008). Eine Sensitivitätsanalyse zeigt, dass die Methanemissionen während der Kompostierung den größten Einfluss auf die Gesamtemissionen haben und durch eine optimale Prozessführung vermindert werden können. Die Berechnung der Emissionen für eine fiktive Kompostanlage in Peru mit 5.700 t Ausgangsmaterial pro Jahr führt zu Emissionen von 155,8 t CO₂-Äquivalenten jährlich. Für eine Projektdauer von 10 Jahren werden die Emissionsreduktionen auf 35.900 t CO₂-Äquivalente geschätzt. Die Methodologie AMS III.F. wird kritisch betrachtet und Vorschläge zu ihrer Verbesserung werden gemacht.

Inhaltsverzeichnis

Abstracts	I
Inhaltsverzeichnis	II
Abbildungsverzeichnis	VI
Formelverzeichnis	VI
Tabellenverzeichnis	VII
Abkürzungsverzeichnis	IX
1. Einleitung	1
2. Klimawandel und Klimaschutz	3
2.1 Klimawandel	3
2.2 Klimaschutz	4
2.2.1 United Nations Framework Convention on Climate Change	4
2.2.2 Kyoto-Protokoll	4
2.2.3 Clean Development Mechanism	5
3. Kompostierung	7
3.1 Rotteprozess	7
3.2 Emissionen	8
3.2.1 Kohlendioxid	9
3.2.2 Methan	9
3.2.3 Distickstoffoxid	10
3.3 Kompostierungssysteme	10
3.3.1 Offene Kompostierungssysteme	10
3.3.2 Geschlossene Kompostierungssysteme	12
4. Emissionsberechnungsmodell des UNFCCC	14
4.1 Baseline	14
4.2 Project Activity Emissions	18
4.2.1 gesamte Emissionen aus der Projektstätigkeit	18
4.2.2 Emissionen aus dem zunehmenden Transport	18
4.2.3 Emissionen aus dem Verbrauch von Strom und fossilen Brennstoffen	19
4.2.4 Methanemissionen aus der Kompostierung	19
4.2.5 Methanemissionen aus dem Sickerwasser	20
4.2.6 Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung/der Deponieentsorgung des Restabfalls/der Produkte der biologischen Behandlung	20
5. Emissionsberechnung für die österreichische Kompostanlage	21
5.1 Beschreibung der Anlage	21

5.2	Verwendete Daten	23
5.2.1	Gesamtanlieferungsmenge 2008	23
5.2.2	Ausgangsmaterialien und -mengen für die Bioabfallkompostierung	24
5.2.3	Ausgangsmaterialien und -mengen für die Klärschlammkompostierung	24
5.2.4	Produzierter Kompost	24
5.2.4.1	Bioabfallkompost.....	24
5.2.4.2	Klärschlammkompost.....	25
5.2.4.3	Gesamter produzierter Kompost 2008.....	25
5.2.5	Reststoffe.....	25
5.2.6	Sickerwasser und dessen chemischer Sauerstoffbedarf	25
5.2.7	Transportdistanzen	26
5.2.7.1	Distanz Sammelpunkt Bioabfall - Kompostanlage	26
5.2.7.2	Distanz Kompostanlage - Ausbringungsorte Kompost.....	26
5.2.7.3	Distanz Kompostanlage - Kläranlage.....	26
5.2.7.4	Distanz Kompostanlage - Müllverbrennungsanlage.....	26
5.2.8	Transportkapazitäten	26
5.2.8.1	Anlieferung.....	26
5.2.8.2	Ausbringung und Verkauf.....	26
5.2.8.3	Entsorgung Störstoffe	27
5.2.8.4	Entsorgung Sickerwasser	27
5.2.9	Energiebedarf der Kompostierung.....	27
5.2.9.1	Stromverbrauch.....	27
5.2.9.2	Treibstoffverbrauch	27
5.2.10	Emissionsfaktoren	29
5.2.10.1	Emissionsfaktor für den Transport	29
5.2.10.2	Emissionsfaktor für den Stromverbrauch.....	29
5.2.10.3	Emissionsfaktor für den Dieserverbrauch	29
5.2.10.4	Emissionsfaktor für den Pflanzenölverbrauch.....	30
5.2.10.5	CH ₄ -Emissionsfaktor für die Kompostierung.....	30
5.3	Zusammenfassung der Daten.....	33
5.4	Emissionsberechnung.....	34
5.4.1	Berechnung der Emissionen aus dem Transport	34
5.4.2	Berechnung der Emissionen aus dem Strom- und Treibstoffverbrauch.....	34
5.4.3	Berechnung der Methanemissionen aus der Kompostierung.....	34
5.4.4	Berechnung der Emissionen des entsorgten Sickerwassers	35
5.4.5	Berechnung der Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung/der Deponieentsorgung des Restabfalls/der Produkte der biologischen Behandlung.....	35
5.4.6	Gesamte Emissionen.....	35
6.	Sensitivitätsanalyse: Berechnung der Emissionen mit abgeänderten Parametern.....	36
6.1	Transport.....	36
6.1.1	Transportdistanz	36
6.1.2	Emissionsfaktor	36
6.2	Treibstoff.....	37
6.3	Methanemissionsfaktoren	37
6.4	Sickerwasser.....	38
7.	Berechnung der Emissionen für die peruanische Kompostanlage...	40
7.1	Anlagenstandort.....	40
7.2	Dauer des Projektes	40
7.3	Beschreibung der Anlage.....	41
7.4	Kompostierungssystem.....	41

7.5	Verwendete Daten	42
7.5.1	Ausgangsmaterial	42
7.5.2	Produzierter Kompost	42
7.5.3	Reststoffe.....	42
7.5.4	Sickerwasser und dessen chemischer Sauerstoffbedarf	42
7.5.5	Transportdistanzen	43
7.5.5.1	Distanz Deponie - Kompostanlage.....	43
7.5.5.2	Distanz Kompostanlage - Ausbringung Kompost.....	43
7.5.5.3	Distanz Kompostanlage - Ort der Sickerwasserentsorgung	43
7.5.6	Transportkapazitäten	43
7.5.6.1	Anlieferung	43
7.5.6.2	Ausbringung des Komposts	44
7.5.6.3	Restabfall, Störstoffe.....	44
7.5.6.4	Sickerwasser.....	44
7.5.7	Energiebedarf der Kompostierung.....	44
7.5.7.1	Stromverbrauch.....	44
7.5.7.2	Treibstoffverbrauch	44
7.5.8	Emissionsfaktoren	44
7.5.8.1	Emissionsfaktor für den Transport.....	44
7.5.8.2	Emissionsfaktor für den Stromverbrauch.....	45
7.5.8.3	Emissionsfaktor für den Dieselvebrauch	45
7.5.8.4	CH ₄ -Emissionsfaktor für die Kompostierung.....	45
7.5.9	Zusammenfassung der Daten	46
7.6	Emissionsberechnung.....	46
7.6.1	Berechnung der Emissionen aus dem Transport	46
7.6.2	Berechnung der Emissionen aus dem Strom- und Treibstoffverbrauch.....	47
7.6.3	Berechnung der Methanemissionen aus der Kompostierung.....	47
7.6.4	Berechnung der Emissionen des entsorgten Sickerwassers	47
7.6.5	Gesamte Emissionen pro Jahr	47
7.6.6	Berechnung der Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung/der Deponieentsorgung des Restabfalls/der Produkte der biologischen Behandlung.....	47
8.	Berechnung des Baseline-Szenarios.....	49
8.1	Verwendete Daten	49
8.1.1	Klima.....	49
8.1.2	Deponie.....	49
8.1.3	Abfall.....	49
8.1.4	Dauer	49
8.1.5	Verwendete Faktoren	50
8.2	geschätzte Methanemissionen.....	50
9.	Abschätzung der Emissionsreduktion	51
10.	Kritische Betrachtung der CDM-Methodologie.....	52
10.1	Kompostierungssystem.....	52
10.1.1	Geschlossene Kompostierungssysteme	52
10.1.1.1	Geschlossene Kompostanlage mit belüfteten Tafelmielen	52
10.1.1.2	Geschlossener Tunnelreaktor.....	52
10.1.2	Offene Kompostierungssysteme	54
10.1.2.1	Mietengröße	54
10.1.2.2	Umsetzen	55
10.1.2.3	Belüftung.....	56
10.1.2.4	Strukturmaterial.....	57
10.1.2.5	Wichtige Faktoren	57
10.2	Distickstoffoxidemissionen	58
10.3	Methanemissionen.....	61

10.4	Entsorgung des Sickerwassers	63
10.5	Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung bzw. der Deponieentsorgung der Produkte der biologischen Behandlung	63
10.6	CO ₂ -Speicherung und Einsparung durch Kompostanwendung	66
10.6.1	Boden als C-Speicher	67
10.6.2	Einsparung von Mineraldünger	69
10.7	Anmerkung zum Baseline-Szenario	72
11.	Schlussfolgerungen	73
12.	Zusammenfassung	75
	Literaturverzeichnis	77
	Anhang	89

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte von Peru mit Projektstandort (Quelle: Peru. Reisekarte 1:1.750.000, Kunth o.J.)...40

Formelverzeichnis

Formel 1: Emissionsberechnung für das Baseline-Szenario (UNFCCC, 2009b, angepasst)	14
Formel 2: Berechnung der vermiedenen Methanemissionen im Jahr y (UNFCCC, 2008a)	15
Formel 3: Emissionsberechnung aus der Projektstätigkeit (UNFCCC, 2009b, angepasst).....	18
Formel 4: Emissionsberechnung aus dem zunehmenden Transport (UNFCCC, 2009b)	19
Formel 5: Berechnung der Methanemissionen aus der Kompostierung (UNFCCC, 2009b)	19
Formel 6: Berechnung der Methanemissionen aus dem Sickerwasser (UNFCCC, 2009b)	20

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Treibhauspotentiale (Global Warming Potential Werte) für einen 100-Jahr-Horizont (UNFCCC, 2009 und FORSTER et al., 2007)	4
Tabelle 2: Mietenformen und Abmessungen der Mieten (AMLINGER et al., 2005).....	11
Tabelle 3: gegebene Parameter (UNFCCC, 2008a und IPCC, 2009).....	16
Tabelle 4: gegebene Parameter (UNFCCC, 2008a und IPCC, 2009).....	17
Tabelle 5: Auflistung der eingesetzten Maschinen und Geräte (KLINGENBRUNNER, 2009).....	22
Tabelle 6: Gesamtanlieferung biogener Abfälle 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009)	23
Tabelle 7: Ausgangsmaterial und -mengen für die Bioabfallkompostierung 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009).....	24
Tabelle 8: Ausgangsmaterial und -mengen für die Klärschlammkompostierung (KLINGENBRUNNER, 2009).....	24
Tabelle 9: produzierter Bioabfallkompost 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009)	24
Tabelle 10: produzierter Klärschlammkompost 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009).....	25
Tabelle 11: chemischer Sauerstoffbedarf des Kompostsickerwassers.....	25
Tabelle 12: Treibstoffverbrauch im gesamten Kompostierungsprozess je 1.000 t Inputmaterial - Bioabfallkompostierung (KLINGENBRUNNER, 2009)	28
Tabelle 13: Treibstoffverbrauch im gesamten Kompostierungsprozess je 1.000 t Inputmaterial - Klärschlammkompostierung (KLINGENBRUNNER, 2009)	28
Tabelle 14: Anteil verschiedener Primärenergieträger an der Stromaufbringung der EVN (EVN, 2009)	29
Tabelle 15: Emissionsfaktoren pro l Diesel aus verschiedenen Quellen und berechnete Mittelwerte ...	29
Tabelle 16: CO ₂ -Äquivalentemissionen bei der Herstellung von Sonnenblumenöl.....	30
Tabelle 17: CH ₄ -Emissionen bei der Mietenkompostierung verschiedener Ausgangsmaterialien (AMLINGER und PEYR, 2003).....	31
Tabelle 18: Zusammenfassende Darstellung aller für die Berechnung relevanter Daten der österreichischen Kompostanlage und der Emissionsfaktoren.....	33
Tabelle 19: Zusammenfassende Darstellung aller Emissionen der österreichischen Kompostanlage (Inputmenge: 23.757 t FM)	35
Tabelle 20: berechnete Emissionen bei Verwendung des Emissionsfaktors für das gesamte Ausgangsmaterial	38
Tabelle 21: Ausstattung der Kompostanlage mit Maschinen und Geräten	41
Tabelle 22: Treibstoffverbrauch im gesamten Kompostierungsprozess für Bioabfall je 1.000 t Inputmaterial (nach KLINGENBRUNNER, 2009)	44

Tabelle 23: Zusammenfassende Darstellung aller für die Berechnung relevanter Daten der peruanischen Kompostanlage und der Emissionsfaktoren	46
Tabelle 24: Zusammenfassende Darstellung aller Emissionen der peruanischen Kompostanlage (Inputmenge: 5.700 t FM)	47
Tabelle 25: Emissionen aus dem anaeroben Abbau der auf der Deponie entsorgten Holzabfälle (3 t pro Jahr).....	48
Tabelle 26: Für die Berechnung der Baseline-Emissionen verwendete Werte (nach UNFCCC, 2008a)	50
Tabelle 27: geschätzte Emissionen in den Jahren der Projektlaufzeit (Baseline-Szenario).....	50
Tabelle 28: geschätzte Emissionsreduktion in den Jahren der Projektlaufzeit	51
Tabelle 29: Energieverbrauch von Tunnelrotteanlagen für die Restabfallkompostierung in Österreich (WELLACHER, 2009).....	53
Tabelle 30: Distickstoffoxidemissionen bei der Mietenkompostierung verschiedener Ausgangsmaterialien (AMLINGER und PEYR, 2003)	58
Tabelle 31: kompostierte Ausgangsmaterialien 2008 und deren N ₂ O-Emissionsfaktoren sowie berechnete Emissionen (KLINGENBRUNNER, 2009 und AMLINGER und PEYR, 2003)	59
Tabelle 32: Berechnung der N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen nach LEINEMANN (1998) mit Methanemissionen für 2/3 des Ausgangsmaterials.....	60
Tabelle 33: Berechnung der N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen nach LEINEMANN (1998) mit Methanemissionen für das gesamte Ausgangsmaterial.....	61
Tabelle 34: Nährstoffgehalte in Bioabfall- und Grünschnittkompost (nach ¹⁾ AMLINGER et al., 2005 und ²⁾ EBERTSEDER et al., 1997)	69
Tabelle 35: Treibhausgasemissionen je kg Dünger aus der Bereitstellung der 1993 in Deutschland durchschnittlich abgesetzten Düngemittel (PATYK & REINHART, 1997)	70
Tabelle 36: Berechnung der vermiedenen Emissionen durch den Ersatz mineralischer Dünger durch Kompost (Daten aus BINNER et al., 2008 und PATYK & REINHART, 1997).....	70
Tabelle 37: Berechnung der vermiedenen Emissionen durch den Ersatz mineralischer Dünger durch Kompost (mit Daten aus BINNER et al., 2008 und SMITH et al., 2001)	71

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
ABF	Institut für Abfallwirtschaft
AT ₄	Atmungsaktivität über eine Versuchsdauer von 4 Tagen
B	Breite
BJ	Baujahr
BOKU	Universität für Bodenkultur
C	Kohlenstoff
°C	Grad Celsius
ca.	cirka
CaO	Calciumoxid
CCNUCC	Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (französisch für UNFCCC)
CDM	Clean Development Mechanism - Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung
CER	Certified Emission Reduction, CDM-Emissionszertifikat
CH ₄	Methan
CH ₄ -C	C-Anteil des Methans
cm	Zentimeter
CO ₂	Kohlendioxid
COD	chemical oxygen demand (engl. für CSB)
C _{org}	organischer Kohlenstoff
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
d	Tag
DOC	Abkürzung des UNFCCC für degradable organic carbon, abbaubarer organischer Kohlenstoff, üblicherweise wird der gelöste organische Kohlenstoff (dissolved organic carbon) als DOC bezeichnet
ECEP	European Climate Change Programme

EF	Emissionsfaktor
EU	Europäische Union
FM	Frischmasse. Feuchtmasse
g	Gramm
GB ₂₁	Gasspendensumme im Gärtest über eine Versuchsdauer von 21 Tagen
GS ₂₁	Gasbildung im Inkubationsversuch über eine Versuchsdauer von 21 Tagen
GVA	Gemeindeverband für Abfallbeseitigung
h	Stunde
ha	Hektar
H	Höhe
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
k. A.	keine Angabe
kg	Kilogramm
km	Kilometer
KS	Klärschlamm
kWh	Kilowattstunde
K ₂ O	Kaliumoxid
l	Liter
L	Länge
LKW	Lastkraftwagen
MBA	mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MgO	Magnesiumoxid
Mh	Maschinenstunden
mJNS	mittlerer Jahresniederschlag
mJT	mittlere Jahrestemperatur
Mt	Megatonnen
N	Stickstoff

N _{ges}	Gesamtstickstoff
NH ₃	Ammoniak
N ₂ O	Distickstoffoxid, Lachgas
N ₂ O-N	N-Anteil des Distickstoffoxids
NI	Volumen von 1 Liter im Normalzustand
OECD	Organisation for economic co-operation and development
OM	organische Masse (Substanz)
oTM	organische Trockenmasse
O ₂	Sauerstoff
pET	potentielle Evapotranspiration
Pg	Petagramm (10 ¹⁵ g)
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid, Oxid des Elementes Phosphor
t	Tonne
Tg	Teragramm (10 ¹² g)
TM	Trockenmasse
UN	United Nations - Vereinte Nationen
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change - Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen

1. Einleitung

In den letzten Jahren beherrschte der Klimawandel die Berichterstattung in den Medien, wenn es um das Thema Umwelt ging. Seit dem Beschluss des Kyoto-Protokolls 1997, in dem sich die Vertragsstaaten zur Reduzierung ihrer Treibhausgasemissionen verpflichtet haben, spielt der Klimaschutz auch eine wichtige Rolle in der Politik. Im Kyoto-Protokoll gibt es neben den Maßnahmen, die jedes Land treffen muss, um die Treibhausgasemissionen zu verringern oder Senken für Treibhausgase zu schaffen, auch marktwirtschaftliche bzw. flexible Mechanismen. Einer davon ist der Clean Development Mechanism, der Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung. Durch ihn werden von Industrieländern Projekte in den sogenannten „Entwicklungsländern“ finanziert, die zu Emissionseinsparungen führen. Diese Projekte sollen zu einem nachhaltigen und umweltverträglichen Fortschritt in den Entwicklungsländern führen, während sich die finanzierenden Industrieländer die Emissionsreduktionen anrechnen lassen können, um ihr Kyoto-Ziel zu erreichen.

Der Sektor Abfall war gemeinsam mit dem Abwasser 2004 weltweit für 2,8 % der Treibhausgasemissionen verantwortlich (IPCC, 2007). Dieser Anteil mag gering erscheinen und Reduktionen in diesem Sektor würden weltweit gesehen vermutlich als marginal eingestuft, aber eine Reduktion der Treibhausgasemissionen ist dennoch erstrebenswert. Auch viele kleine Maßnahmen und Einsparungen können in Summe zu einem beachtenswerten Ergebnis führen, das einer Erhöhung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre und deren Auswirkungen auf unseren Planeten entgegenwirkt.

Die Kompostierung von organischen Abfällen wird als bereits verfügbare Schlüsseltechnologie und -praktik zur Emissionsminderung angegeben (IPCC, 2007). Sie kann zur Verminderung von Treibhausgasemissionen beitragen, da durch sie der anaerobe Abbau des organischen Materials auf der Deponie verhindert wird. Beim anaeroben Abbau entsteht Methan, ein sehr treibhauswirksames Gas.

In dieser Arbeit soll die Methodologie AMS III.F. „Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass“, die der Berechnung von Emissionseinsparungen durch die Kompostierung organischer Abfälle dient, genauer betrachtet werden.

Zu Beginn werden der Klimawandel und die mit dem Klimaschutz zusammenhängenden politischen Vereinbarungen der Vereinten Nationen sowie der Clean Development Mechanism erläutert. Es folgt ein Kapitel über die Kompostierung.

Nach der Vorstellung der Emissionsberechnungsmethodologie, die für den Clean Development Mechanism angewendet wird, werden anhand dieser Methodologie die Emissionen einer bestehenden Kompostanlage in Österreich berechnet. Der Vorteil liegt darin, dass die Daten für diese Anlage verlässlich sind und gut erhoben werden können. Durch eine Sensitivitätsanalyse wird der Einfluss unterschiedlicher Parameter auf das Ergebnis erhoben. Dadurch kann festgestellt werden, in welchem Bereich die größten Einsparungen möglich sind. Anschließend werden die

Emissionen für eine fiktive Kompostanlage in Peru berechnet, ebenso wie die Emissionen im Baseline-Szenario, dem Vergleichsszenario für die Berechnung der Emissionseinsparungen. Die Emissionsreduktionen werden für die Projektlaufzeit berechnet.

Im letzten Teil der Arbeit werden verschiedene Punkte der Methodologie genauer betrachtet und mit anderen Literaturquellen verglichen. Daraus lassen sich Änderungsvorschläge ableiten, um die Methodologie zu verbessern.

2. Klimawandel und Klimaschutz

2.1 Klimawandel

Der „Fourth Assessment Report“ des IPCC zum Klimawandel aus dem Jahr 2007 lässt keinen Zweifel daran, dass der Klimawandel stattfindet. *„Die Erwärmung des Klimasystems ist eindeutig, wie dies nun aufgrund der Beobachtungen des Anstiegs der mittleren globalen Luft- und Meerestemperaturen, des ausgedehnten Abschmelzens von Schnee und Eis und des Anstiegs des mittleren globalen Meeresspiegels offensichtlich ist“* (IPCC, 2007a). Beispielhaft ist unter anderem die Tatsache, dass elf der letzten zwölf Jahre (1995-2006) zu den zwölf wärmsten Jahren seit Beginn der Aufzeichnungen der globalen Oberflächentemperatur im Jahr 1850 gehören. Auch auf kontinentaler und regionaler Ebene ließen sich viele langfristige Veränderungen anderer Klimaaspekte beobachten. Von 1900 bis 2005 haben die Niederschläge in den östlichen Teilen Nord- und Südamerikas, in Nordeuropa und Nord- und Zentralasien signifikant zugenommen, während die Niederschläge in der Sahelzone, im Mittelmeerraum, im südlichen Afrika und Teilen Südasiens abgenommen haben. Weltweit haben seit den 1970ern von Dürre betroffene Flächen mit einer Wahrscheinlichkeit von über 66 % zugenommen (IPCC, 2007).

Empirische Beweise von allen Kontinenten und den meisten Ozeanen zeigen, dass viele natürliche Systeme von den regionalen Klimaänderungen, speziell den Temperaturerhöhungen, beeinflusst werden (IPCC, 2007).

„Der größte Teil des beobachteten Anstiegs der mittleren globalen Temperatur seit Mitte des 20. Jahrhunderts ist sehr wahrscheinlich [90-95 %] durch den beobachteten Anstieg der anthropogenen Treibhausgaskonzentrationen verursacht.“ (IPCC, 2007)

Die globalen Emissionen von Treibhausgasen aufgrund menschlicher Aktivitäten haben seit der vorindustriellen Zeit zugenommen, der Zuwachs zwischen 1970 und 2004 betrug 70 %. Kohlendioxid ist das wichtigste menschliche Treibhausgas, weitere vom UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change) berücksichtigte Treibhausgase sind Methan, Distickstoffoxid, Fluorkohlenwasserstoff, Perfluorkohlenwasserstoff und Schwefelhexafluorid. Diese Gase unterscheiden sich in ihrem Strahlungsantrieb aufgrund ihrer unterschiedlichen Absorptionseigenschaften und atmosphärischen Verweilzeiten. Um die Beiträge der Gase zur Klimaänderung vergleichen zu können, wird das Treibhauspotential (englisch Global Warming Potential) oder CO₂-Äquivalent verwendet, bei dem Kohlendioxid als Vergleichswert dient (IPCC, 2007).

In Tabelle 1 werden die Treibhauspotentiale (GWP-Werte) der hier betrachteten klimawirksamen Gase über einen Zeithorizont von 100 Jahren angeführt. Die Treibhauspotentiale stammen aus dem IPCC Second Assessment Report: Climate Change 1995 und sind jene, die von der UNFCCC und somit auch für die Clean Development Mechanism Projekte verwendet werden. In Klammern sind zur

Information die entsprechenden Treibhauspotentiale aus dem vierten Sachstandsbericht des IPCC (Climate Change 2007) angeführt.

Name	chemische Formel	Treibhauspotential (kg CO ₂ -Äquivalente/kg Substanz)
Kohlendioxid	CO ₂	1
Methan	CH ₄	21 (25)
Distickstoffoxid	N ₂ O	310 (298)

Tabelle 1: Treibhauspotentiale (Global Warming Potential Werte) für einen 100-Jahr-Horizont (UNFCCC, 2009 und FORSTER et al., 2007)

„Andauernd gleich hohe oder höhere Treibhausgasemissionen als heute würden eine weitere Erwärmung verursachen und im 21. Jahrhundert viele Änderungen im globalen Klimasystem bewirken, die sehr wahrscheinlich größer wären als die im 20. Jahrhundert beobachteten“ (IPCC, 2007a). Das ist eine Schlussfolgerung aus dem neuesten (vierten) Sachstandsbericht des IPCC: Climate Change 2007.

2.2 Klimaschutz

2.2.1 United Nations Framework Convention on Climate Change

Die Vereinten Nationen zeigten sich 1992 besorgt darüber, *„dass menschliche Tätigkeiten zu einer wesentlichen Erhöhung der Konzentrationen von Treibhausgasen in der Atmosphäre geführt haben, dass diese Erhöhung den natürlichen Treibhausgaseffekt verstärkt und dass dies im Durchschnitt zu einer zusätzlichen Erwärmung der Erdoberfläche und der Atmosphäre führen wird und sich auf die natürlichen Ökosysteme und die Menschen nachteilig auswirken kann“* (UN, 1992) und beschlossen das „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ („United Nations Framework Convention on Climate Change“, UNFCCC). Das Ziel dieses Übereinkommens und aller damit zusammenhängenden Rechtsinstrumente ist es, *„die Stabilisierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre auf einem Niveau zu erreichen, auf dem eine gefährliche anthropogene Störung des Klimasystems verhindert wird“* (UN, 1992). Dieses Rahmenübereinkommen, das auch Klimarahmenkonvention genannt wird, wurde von über 150 Ländern und der Europäischen Gemeinschaft unterzeichnet und trat im März 1993 in Kraft (IPCC, 2007a). Alle Vertragsparteien verpflichten sich unter anderem, nationale Programme zu erarbeiten und umzusetzen, in denen Maßnahmen zur Abschwächung der Klimaänderungen durch die Bekämpfung anthropogener Emissionen der Treibhausgase aus Quellen und der Abbau solcher Gase durch Senken vorgesehen sind. Die Vertragsparteien, die im Annex I angeführt sind, verpflichten sich, neue und zusätzliche finanzielle Mittel bereitzustellen, um die vereinbarten vollen Kosten zu tragen, die den Vertragsparteien, die Entwicklungsländer sind, bei der Erfüllung ihrer Verpflichtungen entstehen (UN 1992). Zu den im Annex I angeführten Ländern gehören alle OECD- und Schwellenländer (IPCC, 2007a).

2.2.2 Kyoto-Protokoll

Bei der dritten Vertragsstaatenkonferenz zum UNFCCC 1997 in Kyoto (Japan), wurde das „Kyoto-Protokoll“ zum „Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ angenommen. Es trat am 16. Februar 2005 in Kraft (IPCC,

2007a). Darin verpflichten sich die teilnehmenden Vertragsparteien aus dem Annex I in Artikel 3, ihre Emissionen an anthropogenen Treibhausgasemissionen in der Verpflichtungsperiode von 2008 bis 2012 um mindestens 5 % unter das Emissionsniveau von 1990 zu senken. Die Europäische Gemeinschaft hat sich verpflichtet, ihre Treibhausgasemissionen um rund 8 % im Vergleich zu 1990 senken (UN, 1997). Aufgrund der EU-internen Lastenaufteilung gilt für Österreich ein Reduktionsziel von - 13 % (UMWELTBUNDESAMT, 2009).

Die Länder müssen ihre Ziele vorwiegend durch nationale Maßnahmen erreichen. Im Kyoto-Protokoll werden jedoch auch drei marktwirtschaftliche Mechanismen angeführt, mit deren Hilfe die Länder ihre Reduktionsziele erreichen können. Dies sind:

- Emissions Trading (Emissionsrechtehandel)
- Joint Implementation (Gemeinsame Umsetzung)
- Clean Development Mechanism (Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung)

Die Mechanismen sollen „grüne Investitionen“ fördern und den Vertragsparteien helfen, ihre Emissionsreduktionsziele kosteneffizient zu erreichen (UNFCCC, 2009a).

2.2.3 Clean Development Mechanism

Im Artikel 12 des Kyoto-Protokolls wird der „Clean Development Mechanism“ (CDM) festgelegt. Der Zweck des „Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung“ ist es, Vertragsparteien, die nicht im Annex I stehen, bei der Erreichung einer nachhaltigen Entwicklung zu unterstützen und zum Endziel des Übereinkommens beizutragen. Weiters sollen die im Annex I aufgeführten Vertragsparteien dabei unterstützt werden, die Erfüllung ihrer quantifizierten Emissionsbegrenzungs- und Emissionsreduktionsverpflichtungen zu erreichen. Im Rahmen dieses Mechanismus werden die Vertragsparteien, die nicht im Annex I aufgeführt sind, von Projektmaßnahmen profitieren, aus denen sich zertifizierte Emissionsreduktionen ergeben. Die im Annex I aufgeführten Vertragsparteien können die sich aus diesen Projektmaßnahmen ergebenden CDM-Emissionszertifikate (Certified Emission Reductions, CER) als Beitrag zur Erfüllung eines Teiles ihrer quantifizierten Emissionsbegrenzungs- und -reduktionsverpflichtungen aus Artikel 3 verwenden (UN, 1997). Die Emissionsreduktionen jeder Projektmaßnahme sollen von Einrichtungen auf folgender Grundlage zertifiziert werden:

- freiwillige Teilnahme, die von jeder beteiligten Vertragspartei gebilligt wird;
- reale, messbare und langfristige Vorteile in Bezug auf die Abschwächung der Klimaänderungen;
- Emissionsreduktionen, die zusätzlich zu denen entstehen, die ohne die zertifizierte Projektmaßnahme entstehen würden (UN, 1997).

Die im letzten Punkt angeführte „Zusätzlichkeit“ (additionality) beinhaltet die Anforderung, dass die Treibhausgasemissionen nach der Realisierung des CDM-Projektes niedriger sind als jene, die im plausibelsten alternativen Szenario zur

Realisierung der CDM-Projektstätigkeit aufgetreten wären. Dieses alternative Szenario kann ein Szenario sein, in dem das derzeitige Emissionsniveau gehalten wird („business-as-usual case“) oder ein anderes Szenario, das eine schrittweise Verringerung der Emissionsintensität beinhaltet (BAKER & McKENZIE, 2007)

Ökonomisch betrachtet kann man unter „Zusätzlichkeit“ verstehen, dass das Projekt nicht durchgeführt werden würde, wenn es nicht über den Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung finanziert würde. Das muss von den Antragstellern bewiesen werden, indem

- Alternativen zur Projektstätigkeit identifiziert werden;
- Investitionsanalysen durchgeführt werden, die feststellen, dass das CDM-Projekt 1) nicht das ökonomisch oder finanziell attraktivste ist oder 2) ökonomisch oder finanziell nicht durchführbar ist;
- Hemmnisanalysen durchgeführt werden;
- und die übliche Praxis analysiert wird (UNFCCC, 2008).

Am Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung können private und/oder öffentliche Einrichtungen teilnehmen und die Teilnahme unterliegt den vom Exekutivrat erteilten Maßgaben (UN, 1997).

3. Kompostierung

Kompostierung bezeichnet den biologischen Ab- bzw. Umbau biogener Stoffe durch Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen, das heißt, dass Luftsauerstoff vorhanden ist. Während der Kompostierung wird Wärmeenergie freigesetzt, die Temperatur im Rottegut erhöht sich (KRANERT, 2000). Das Ziel der technischen Kompostierung ist ein rascher, aber verlustarmer Ab- und Umbau der organischen Ursprungssubstanzen in stabile organische Verbindungen (Huminstoffe). Vorher leicht lösliche Nährstoffe und Kohlenstoff werden dabei in Huminstoffe eingebaut bzw. daran adsorbiert und sind damit nur noch schwer auswaschbar (ÖWAV, 2009). Auch AMLINGER et al. (2005) fordern einen Abbau der organischen Ausgangsmaterialien, der möglichst geringe Verluste an organischem Kohlenstoff und Stickstoff mit sich bringt. Diese Stoffe sollen mehr oder weniger mineralisiert bzw. in den Humussubstanzen stabilisiert werden. In der österreichischen Kompostverordnung (BGBl. II Nr. 292/2001) wird das Endprodukt der Kompostierung als huminstoffreiches Material mit mindestens 20 Masseprozent organischer Substanz definiert.

DE BERTOLDI und INSAM (2007) nennen 3 wesentliche Gründe für die Kompostierung:

1. die Produktion eines organischen Düngers oder Bodenverbesserungsmittels bei gleichzeitiger Verwertung organischer Abfälle und Biomasse;
2. die Reduzierung von Viren, Bakterien, Pilzen und Parasiten, die für Menschen, Tiere und Pflanzen pathogen sind, auf ein Niveau, das kein Gesundheitsrisiko mehr darstellt;
3. die Überwindung der Phytotoxizität frischer, nicht stabilisierter organischer Substanz.

3.1 Rotteprozess

Während des Rotteprozesses wird frische organische Substanz in die Endprodukte Kohlendioxid, Wasser, Mineralien und stabilisierte organische Substanz (Humus) umgewandelt (DE BERTOLDI und INSAM, 2007).

Der Kompostierungsprozess wird meistens in unterschiedliche Phasen eingeteilt. DE BERTOLDI und INSAM (2007) beispielsweise unterscheiden 4 Phasen:

1. Mesophile Phase (25-40 °C)
In dieser Startphase werden energiereiche, leicht abbaubare Verbindungen wie Zucker und Proteine von Pilzen, Actinomyceten und Bakterien abgebaut. Die Aktivität dieser Mikroorganismen führt zu einem Temperaturanstieg.
2. Thermophile Phase (35-65 °C)
An höhere Temperaturen angepasste Organismen ersetzen die mesophile Mikroorganismenflora und setzen den Abbau leicht verfügbarer Verbindungen

fort. Die Abbaugeschwindigkeit steigt bis zu einer Temperatur von ca. 62 °C. Thermophile Pilze haben ein Wachstumsmaximum zwischen 35 und 55 °C, bei höheren Temperaturen bleiben thermotolerante und thermophile Bakterien und Actinomyceten aktiv. Auch wenn die meisten Mikroorganismen bei Temperaturen über 65 °C zerstört werden, kann die Temperatur noch weiter steigen und sogar über 80 °C erreichen. Da nicht in allen Bereichen einer Kompostmiete die gleichen Temperaturen herrschen, ist es für die Hygienisierung wichtig, durch regelmäßiges Umsetzen alle Teile des Ausgangsmaterials einmal in den mittleren, heißesten Bereich der Miete zu bringen. Die thermophile Phase ist essentiell für die Hygienisierung - humane und pflanzliche Krankheitserreger werden zerstört, Unkrautsamen und Insektenlarven abgetötet.

3. Abkühlphase (zweite mesophile Phase)

Wenn die leicht abbaubaren Substrate erschöpft sind, sinken die Aktivität der thermophilen Mikroorganismen und die Temperatur wieder. Mesophile Mikroorganismen dominieren erneut, unter ihnen sind vor allem Bakterien und Pilze, die Stärke und Zellulose abbauen.

4. Reifephase

Durch die Änderungen in der Substratzusammensetzung ändert sich auch die Zusammensetzung der Mikroorganismen völlig. Normalerweise nimmt der Anteil an Pilzen zu, während die Anzahl der Bakterien abnimmt. Stoffe, die nicht weiter abgebaut werden können (z.B. Lignin-Humus-Komplexe) werden gebildet und sind bald vorherrschend.

3.2 Emissionen

Durch den Betrieb einer Kompostanlage werden immer Emissionen freigesetzt – sie sollten nach Möglichkeit durch bauliche und verfahrenstechnische Maßnahmen sowie materialgerechte Betriebsführung minimiert werden (KRANERT, 2000). Allgemein gibt es drei Emissionspfade (KRANERT, 2000):

- Wasser (Sickerwasser, Kondenswasser)
- Boden (Schadstoffe im Kompost)
- Luft (Gerüche, Keime, Lärm, Staub)

In dieser Arbeit geht es um die Emissionen von Treibhausgasen, deshalb wird nur auf diese näher eingegangen.

Wie oben schon angeführt, wird der größte Teil des abbaubaren organischen Kohlenstoffs in CO₂ umgewandelt. In anaeroben Bereichen der Kompostmiete wird auch Methan gebildet, das aber zum größten Teil in den aeroben Bereichen wieder oxidiert wird. Auch Distickstoffoxid kann bei der Kompostierung entstehen (IPCC, 2009).

3.2.1 Kohlendioxid

Als Zeichen der Stabilisierung des Abfallmaterials ist die Fixierung des Kohlenstoffes im Kompostmaterial ein explizites Behandlungsziel. Gleichzeitig wird durch die Veratmung von Kohlenstoff auch Kohlendioxid produziert (AMLINGER und PEYR, 2003). Der organische Kohlenstoff soll bei der Kompostierung weitgehend in den Huminstoffen gebunden werden, der Prozess soll deshalb stoffehaltend und schonend ablaufen. Die Kohlendioxidemissionen verlaufen parallel zur Mieten temperatur als Zeichen der Wärmefreisetzung und sind vor allem ein Ausdruck der aeroben Abbauintensität (CUHLS et al., 2008). Da die CO₂-Emissionen biogenen Ursprungs sind, gehen sie nicht in die Bilanzierung klimarelevanter Treibhausgase ein (IPCC, 2009; CUHLS et al., 2008).

3.2.2 Methan

Methan wird während des anaeroben Abbaus von organischem Material produziert (LOPEZ-REAL und BAPTISTA, 1996). Die Bildung von Methan zeigt also eine Unterversorgung der Mieten mit Sauerstoff an. Umsetzen und Belüftungsmaßnahmen des Rottematerials bewirken eine Vergrößerung des Porenvolumens und eine Zufuhr von Sauerstoff. Folglich erhöhen sich aerobe Prozesse und die Aktivität der strikt anaeroben Methanbildner nimmt stark ab (CUHLS et al., 2008). Nach KORNER (1990, zitiert in CUHLS et al. 2008) ist der durch das Umsetzen des Materials zugeführte Sauerstoff bereits nach wenigen Minuten wieder verbraucht. Wenn die Sauerstoffversorgung nicht durch aktive Belüftung oder Konvektion aufrechterhalten wird, liegen somit rasch wieder anaerobe Verhältnisse vor (CUHLS et al., 2008). Da die strikt anaeroben Methanbildner durch das Umsetzen aber immer wieder zumindest kurzzeitig aeroben Verhältnissen ausgesetzt sind, werden sie nachhaltig gehemmt (HELLMANN, 1995). Tägliches Umsetzen kann somit die Methanemissionen verringern (CUHLS et al., 2008), ebenso wie ein hoher Strukturanteil, der die Durchlüftung verbessert (HELLMANN, 1995). HELLMANN (1995) vermutete aufgrund ihrer Untersuchungen einen Zusammenhang zwischen der Methanemission und der Temperatur, da sie die höchsten Methanemissionen nur bei Temperaturen über 50 °C beobachtete. Sie nahm ein festgelegtes Emissionsmuster an, in dem Methan vor allem während der thermophilen Phase emittiert wird. CUHLS et al. (2008) setzen die ersten zwanzig Rottetage als Hauptbildungsphase von Methan an und sprechen von einer geringfügigen CH₄-Bildung in der restlichen Zeit. Auch AMLINGER et al. (2005) erwähnen, dass die Methanemissionen innerhalb der ersten drei Wochen fast vollständig abnehmen. LOPEZ-REAL und BAPTISTA (1996) stellten bei der Mietenkompostierung von Rindermist die höchsten Methankonzentrationen zwischen dem 5. und dem 15. Tag fest.

Das im Mietenkern gebildete Methan wird nicht zur Gänze emittiert. Es kann auch auf dem Weg zur Oberfläche von Bakterien in aeroben Zonen zu CO₂ abgebaut werden (Methanoxidation). Dieses Phänomen kann bei zwangsbelüfteten, statischen Systemen ohne Umsetzen durch das Aufbringen von entsprechenden Schichten gezielt genutzt werden (CUHLS et al., 2008).

Nach AMLINGER et al. (2005) hängt die Bildung von CH₄ und auch N₂O entscheidend vom Inputmaterial (C/N-Verhältnis) sowie von den Milieubedingungen (vor allem Feuchte und Temperatur) in der Kompostmiete ab.

Der ÖWAV (2009) empfiehlt, zu Beginn der thermophilen Prozessphase ($> 45\text{ °C}$) auf eine Vermeidung der Methanbildung (z.B. durch eine höhere Umsetzhäufigkeit) zu achten.

3.2.3 Distickstoffoxid

Distickstoffoxid entsteht im mesophilen Temperaturbereich bei ungünstigen Bedingungen für den Substratabbau, wenn die Oxidation von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) bzw. die Reduktion von Nitrit zu molekularem Stickstoff (Denitrifikation) nur unvollständig durchgeführt wird (FIRESTONE und DAVIDSON, 1989, zitiert in CUHLS et al., 2008). Diese Lachgasfreisetzung ist eine unerwünschte Emission während des biologischen Abbaus von Biomasse (HELLEBRAND, 1998). Bestimmende Faktoren der Freisetzung sind das Stickstoffangebot im Rottegut, die Temperatur, die Feuchte und der Sauerstoffgehalt bzw. die Belüftungsrate (HELLEBRAND, 1999) sowie die Verfügbarkeit von Reduktionsäquivalenten (SCHARTEL et al., 1997). In Experimenten stellte HELLEBRAND (1999) fest, dass die Lachgasfreisetzung im Übergangsgebiet vom aeroben zum anaeroben Zustand zunimmt, da hier die Denitrifikation nicht vollständig abläuft. In geschlossenen Systemen steigt die Lachgasbildung mit sinkender Belüftungsrate überproportional an. Bei Feldmessungen an Mieten konnte bei starker Methanbildung keine Lachgasbildung nachgewiesen werden. Durch eine ausreichende Belüftung kann die N_2O -Bildung beim Kompostieren gering gehalten werden (HELLEBRAND, 1999). Auch CZEPIEL et al. (1996) stellten die Bildung von Distickstoffoxid unter mikroaeroben Bedingungen fest. HELLMANN et al. (1997) stellten N_2O -Emissionen in den ersten Tagen der Kompostierung fest, als die Temperaturen noch niedrig waren, und ab dem 36. Tag, als die Temperaturen wieder abnahmen. Während der thermophilen Phase wurde Distickstoffoxid nur in geringen Mengen emittiert. Eine gleichzeitige Freisetzung bedeutender Mengen an Methan und Distickstoffoxid kam nicht vor. AMLINGER et al. (2005) sprechen von einem Zusammenhang zwischen dem C/N-Verhältnis und den auftretenden N_2O -Emissionen.

Der ÖWAV (2009) empfiehlt, nach der thermophilen Phase auf eine Minimierung der Distickstoffoxidbildung zu achten, beispielsweise durch reduzierte mechanische Bearbeitung.

Lachgas kann bei hohen Ammoniakfrachten in erheblichen Mengen beim Abbau von Ammoniak im Biofilter entstehen. Ein gut arbeitender saurer Wäscher kann NH_3 vor dem Biofilter abscheiden und somit auch zu einer Verringerung der Lachgasemissionen beitragen (ÖWAV, 2009).

3.3 Kompostierungssysteme

Bei der technischen Kompostierung unterscheiden BINNER et al. (2004) zwischen „offenen“ und „geschlossenen“ Kompostierungssystemen.

3.3.1 Offene Kompostierungssysteme

Die konservativen Mietenrottesysteme werden als offene Systeme bezeichnet, da die Mietenoberfläche in direktem Kontakt mit der Außenluft steht. Die Mieten können auch mit einem speziellen Gewebe (Vlies) oder mit natürlichen Materialien (Grasschnitt oder Reifekompost) abgedeckt werden, um witterungsbedingte

Einflüsse gering zu halten. Die Belüftung erfolgt entweder auf natürlichem Weg (Konvektion) oder zwangsweise (Saug- oder Druckbelüftung), das Verfahren bestimmt die Häufigkeit des Umsetzens (BINNER et al., 2004). Die Mietenkompostierung ist in Österreich das überwiegend eingesetzte System (AMLINGER et al., 2005)

Unter den offenen Kompostierungssystemen gibt es sehr viele Verfahrenstypen, die hier nur kurz erwähnt werden sollen. Für den „Stand der Technik der Kompostierung“ ermittelten AMLINGER et al. (2005) bei einer Praxiserhebung in Österreich z.B. eine große Bandbreite von Angaben zur Dauer der Rottephasen. Für die Hauptrotte wurden 2 bis 15 Wochen angegeben, für die Nachrotte 5 bis 15 Wochen und für das Nachlager 4 bis 8 Wochen bzw. nach Bedarf. Dabei bewegen sich die Umsetzintervalle von „meist wöchentlich“ (1 - 14 Tage in der Hauptrotte) über „7 bis 60 Tage“ (Nachrotte) zu „21 bis 60 Tage, nie“ (Nachlager). Auch die Mieten haben unterschiedliche Abmessungen und Formen, wie aus Tabelle 2 ersichtlich ist.

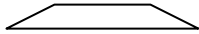
			
	„Dreiecksmiete“	„Trapezmiete“	„Tafelmiete“
Höhe	1,5-3 (6) m	2-2,5 m	1,5-4 m
Breite	3-6 m	4-6 m	6-75 m
Länge	30-160 m, beliebig	30-60 m, beliebig	8-85 m, beliebig

Tabelle 2: Mietenformen und Abmessungen der Mieten (AMLINGER et al., 2005)

Das Umsetzen erfolgt meist mit speziellen Umsetzgeräten für Dreiecks-, Trapez- und Tafelmieten, die als Selbstfahrer mit Eigenantrieb oder als Anbaugeräte für Zugmaschinen ausgeführt sind. Bei kleineren Anlagen wird auch mit dem Radlader umgesetzt. Die Wasserzugabe kann während des Umsetzens oder durch eine Beregnungseinrichtung erfolgen (AMLINGER et al., 2005).

Beispielhaft soll hier das System, das auf der beschriebenen österreichischen Kompostanlage (siehe Kapitel 5.1) angewendet wird, kurz erläutert werden. Es handelt sich um ein natürlich belüftetes, offenes Rottesystem in Form von Tafelmieten mit periodischem Umsetzen. Die Kompostierung läuft folgendermaßen ab: Die biogenen Abfälle werden angeliefert, die Menge wird erfasst und das Material auf Störstoffe kontrolliert. Anschließend werden die unterschiedlichen Materialien sortiert und die größeren Störstoffe ausgeschieden. Die unzerkleinerten Bioabfälle werden zusammen mit gehäckselten Grünabfällen mit Radladern zu einer Tafelmiete aufgesetzt. Die Mischung sorgt für einen günstigen Feuchtigkeitsgehalt und den richtigen Strukturanteil. Die Tafelmiete hat Abmessungen von ca. 40 m x 15-25 m x 2,5 m (LxBxH). In den folgenden Wochen wird das Material ca. 1 Mal pro Woche mit einem Trommelbandumsetzer umgesetzt und bei Bedarf mittels Vakuumfass bewässert. Nach Beendigung der thermophilen Rottephase (je nach Jahreszeit 6 bis 12 Wochen) wird der Kompost gesiebt (Trommelsieb) – nicht verrottete Holz- und Knochenteile werden dabei entfernt. Sie werden neuem Ausgangsmaterial zugemischt und noch einmal kompostiert. Auch Störstoffe werden mittels Windsichter und Metallabscheider ausgeschieden und ordnungsgemäß entsorgt. Durch das Absieben wird der Kompost nochmals gut gemischt und aufgelockert. Danach liegt der Kompost je nach Verwendungszweck noch einige Wochen (landwirtschaftliche Verwendung) bis mehrere Monate (gartenbauliche Verwendung) in einem großen Haufen auf der Nachrotte. Vor dem Verkauf wird er

noch einmal fein abgesiebt. Die Qualitätskontrolle findet auf dem Betrieb (Aussehen, Geruch, Temperatur, Störstoffe) und im Labor (Nähr- und Schadstoffgehalt, Pflanzenverträglichkeit) statt (KLINGENBRUNNER, 2009).

Die Belüftung erfolgt bei diesem System natürlich durch Konvektion, deshalb muss auf eine ausreichende Materialstruktur geachtet werden. Der Rotteprozess kann durch das Umsetzen und die Wasserzugabe gesteuert werden (Einfluss auf Temperatur und Wassergehalt). Die Prozessabluft wird nicht erfasst und Geruchsemissionen beim Umsetzen können nicht gänzlich vermieden werden, deshalb finden sich solche Anlagen außerhalb geschlossener Siedlungsgebiete. Das Sickerwasser wird mittels einer technisch dichten Sohle erfasst und entweder beim Umsetzen wieder beigegeben oder entsorgt. Niederschlagsbedingte Sickerwasserbildung kann durch eine Vliesabdeckung vermindert oder durch eine Überdachung ausgeschaltet werden (ACHTIG et al., 1993).

3.3.2 Geschlossene Kompostierungssysteme

Geschlossene Systeme bzw. Behälterrottesysteme wurden entwickelt, um den biochemischen Abbauprozess besser steuern und intensivieren zu können. Eine Optimierung des Prozesses ist besser möglich als bei offenen Mietenrottesystemen und die Intensivrottephase kann in 10 bis 20 Tagen abgeschlossen werden. Eine Nachrotte (meist im offenen Mietenrottesystem) ist nach jedem geschlossenen System erforderlich. Vorteilhaft ist die Möglichkeit der Ablufferfassung; durch sie können unangenehme Gerüche desodoriert werden (BINNER et al., 2004).

Im Folgenden werden einige Systeme, die zu den geschlossenen Kompostierungssystemen gehören, kurz beschrieben.

Wenn die Zeilen- oder Tafelmietenkompostierung in einer geschlossenen Halle durchgeführt wird, gehört sie ebenfalls zu den geschlossenen Systemen. Es können frei verfahrbare Umsetzgeräte (meist selbstfahrend) oder bei Tafelmieten fest installierte Umsetzgeräte eingesetzt werden (KRANERT, 2000). Die Belüftung der Tafelmieten erfolgt normalerweise durch eine Zwangsbelüftung (Druck- oder Saugbelüftung). Beim Umsetzen wird das Rottematerial beispielsweise mithilfe von Schaufelrädern aufgenommen und einige Meter nach hinten versetzt wieder abgelegt (System Wendelin) oder mittels einer vertikalen Schneckenfräswelle aufgelockert (System Dynacomp). Dabei kann das Material auch befeuchtet und so bei der Rotte verdunstetes Wasser ersetzt werden (KERN, 1992).

Die Tunnelrotte (hier wird das System BAS näher beschrieben) gehört zu den geschlossenen, zwangsbelüfteten und statischen Systemen im Chargenbetrieb. Es handelt sich um ein Reaktorsystem, bei dem ein wärmeisolierter Rottetunnel (LxBxH 20-30 m x 3 m x 3 m oder größer) bis zu einer Höhe von 2 m (bis 3 m) mit dem zu kompostierenden Material befüllt wird. Die Befüllung erfolgt von außen mit Hilfe eines Teleskop-Förderbandes (BINNER und LECHNER, 1993). Der Belüftungsboden ist aus Beton mit Belüftungsrinnen oder aus Betongittersteinen (BINNER, 2009). Die Belüftung erfolgt drückend durch den Spaltenboden mit großen Luftmengen. Die Luft wird im Umluftbetrieb geführt und der verbrauchte Sauerstoff durch Frischluftzumischung ersetzt. Die Zumischung der Frischluft wird über den Kohlendioxidgehalt der Abluft gesteuert. Das erfasste Sickerwasser wird zur Befeuchtung des Materials verwendet. Das Material wird innerhalb des Reaktors nicht bewegt, kann aber durch eine Umförderung des Rottegutes in einen leeren

Tunnel umgeschichtet werden. Eine Hygienisierung des Materials wird durch eine Temperatur von 65 °C über 3 Tage erreicht (BINNER und LECHNER, 1993). Nach einer Rottezeit von 2 bis 3 Wochen wird der Tunnel mit Hilfe eines am Boden liegenden Schleppnetzes entleert. Dieses Schleppnetz wird über Winden herausgezogen (KRANERT, 2000). Eine Nachrotte des Materials ist erforderlich. Da die Abluft aus dem Tunnelreaktor über einen Filter entsorgt wird, sind während der Intensivrotte keine Immissionen zu erwarten und das Verfahren ist daher weitgehend standortunabhängig (BINNER und LECHNER, 1993).

Abschließend soll nun noch ein Kompostierungsverfahren mit einer Rottetrommel beschrieben werden, das Envital-Verfahren. Die Ausgangsmaterialien werden nach den Kategorien Bioabfall und Grüngut sowie optional Astwerk und Holz getrennt gelagert. Das grob strukturierte Grüngut wird vor der Kompostierung noch zerkleinert und aufgefasert, der Bioabfall kommt sofort in die geschlossene Rottetrommel. Die Trommeleinheit besteht aus der Trommel selbst, aus der Mess- und Regeltechnik zur Prozesssteuerung, einem Rechner mit Bildschirm zur Visualisierung und Dokumentation und der Be- und Entlüftungstechnik bis zum Anschluss des Biofilters. Die Befüllung erfolgt während des Stillstands der Trommel mittig von oben oder über die Stirnseite. In der Trommel soll die geruchsintensive Intensivrotte unter optimalen Bedingungen kontrolliert und gesteuert ablaufen. Diskontinuierliche Drehbewegungen und die Bauweise der Trommel sorgen für die selektive Zerkleinerung, Vermischung und Homogenisierung des Kompostmaterials und die optimale Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen. Sickerwasser wird im geschlossenen Kreislauf dem Prozess wieder zugeführt oder in Form von Wasserdampf über die Abluft dem Biofilter zugeleitet, in dem Geruchsemissionen minimiert werden. Nach 4 bis 7 Tagen wird das Kompostmaterial in der Trommelmitte nach unten auf ein darunter liegendes Abzugsband entleert. Anschließend findet die Haupt- und Nachrotte in Mieten statt, beides gemeinsam dauert nach Herstellerangaben ca. 10 Wochen (KRANERT, 2000 und SAAL, 1992).

Anmerkung: In Entwicklungsländern sind technisch einfache, offene Kompostierungssysteme von Vorteil. Sie sind billiger und funktionieren bis zu einer gewissen Größe sogar ohne elektrische oder mechanische Energie. Das technische Know-how für komplexe Systeme ist vor Ort oft nicht verfügbar, es werden unter Umständen teure Ersatzteile benötigt und der Wartungsaufwand ist größer als z.B. bei einer offenen Mietenkompostierung. Zudem können mit weniger Technik und mehr händischer Arbeit auch mehr Arbeitsplätze geschaffen werden.

4. Emissionsberechnungsmodell des UNFCCC

Für die Emissionsberechnung wird die achte Version der AMS III.F.-Methodologie zur Emissionsminderung durch kontrollierten Abbau von Biomasse ("Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass") verwendet. Diese vereinfachte Baseline- und Monitoringmethodologie für ausgewählte CDM-Kleinprojekte der UNFCCC/CCNUCC ist seit dem 31. Juli 2009 gültig. Es wird als Kleinprojekt "small scale" kategorisiert, da die Emissionseinsparungen kleiner oder gleich 60.000 t CO₂-Äquivalenten sind (UNFCCC, 2009b).

Die Methodologie umfasst als Maßnahme auch die aerobe Behandlung durch Kompostierung und die ordnungsgemäße Kompostausbringung. Dadurch werden der anaerobe Abbau der Biomasse (Inputmaterial in die Kompostanlage) auf einer Deponie und die daraus entstehenden Methanemissionen vermieden (UNFCCC, 2009b).

In diesem Kapitel werden nur die Fakten für die Vorgehensweise nach der Methodologie AMS III.F. beschrieben. Eine Kritik der dabei getroffenen Annahmen erfolgt in Kapitel 10.

4.1 Baseline

Die Emission des Baseline-Szenarios entspricht der Menge an Methan, die aus der Zersetzung von abbaubarem organischem Kohlenstoff in der Biomasse stammt. Das jährliche Methanbildungspotential für den festen Abfall wird durch das FOD-Modell („First-Order Decay Model“) berechnet, das im „Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site“ beschrieben wird (UNFCCC, 2008a).

Hier werden die Formeln schon an das Fallbeispiel angepasst angeführt, da im vorliegenden Fall kein Abwasser mitkompostiert und kein Dung aus der Tierhaltung als Ausgangsmaterial verwendet wird.

Die Berechnungsformel für das Baseline-Szenario sieht folgendermaßen aus:

$$BE_y = BE_{CH_4, SWDS, y} - (MD_{y, reg} * GWP_{CH_4})$$

Formel 1: Emissionsberechnung für das Baseline-Szenario (UNFCCC, 2009b, angepasst)

Erklärung der Begriffe:

BE_y Baseline-Emissionen im Jahr y

$BE_{CH_4, SWDS, y}$ jährliches Methanbildungspotential (t CO₂-Äquivalente) des festen Abfalls, der kompostiert wird; während der Jahre „x“ von Beginn der Projektstätigkeit (x=1) bis zum Jahr y; abgeschätzt wird das Potential wie in der letzten Version des „Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site“; das Tool kann mit dem Faktor „f = 0,0“ verwendet werden, wenn davon ausgegangen wird, dass kein Deponiegas erfasst und abgefackelt wird. Mit der Definition des Jahres „x“ als „Jahr, seit dem Abfälle in der Deponie abgelagert

werden“ beginnt x im ersten Jahr des Deponiebetriebs (x=1) und endet im Jahr, für das die Emissionen berechnet werden (x=y)¹.

$MD_{y,reg}$ Menge an Methan (t), die im Jahr y erfasst und abgefackelt werden müsste, um die herrschenden Vorschriften einzuhalten

GWP_{CH_4} Treibhauspotential für CH_4 (der Wert 21 wird benutzt)

Um das jährliche Methanbildungspotential „ $BE_{CH_4,SWDS,y}$ “ zu berechnen, wird Formel 2 verwendet.

$$BE_{CH_4,SWDS,y} = \varphi \cdot (1 - f) \cdot GWP_{CH_4} \cdot (1 - OX) \cdot \frac{16}{12} \cdot F \cdot DOC_f \cdot MCF \cdot \sum_{x=1}^y \sum_j W_{j,x} \cdot DOC_j \cdot e^{-k_j \cdot (y-x)} \cdot (1 - e^{-k_j})$$

Formel 2: Berechnung der vermiedenen Methanemissionen im Jahr y (UNFCCC, 2008a)

$BE_{CH_4,SWDS,y}$ vermiedene Methanemissionen (t CO_2 -Äquivalente) während des Jahres y durch die Vermeidung der Abfallentsorgung auf einer Deponie während des Zeitraums vom Beginn der Projektstätigkeit bis zum Ende des Jahres y

φ Modellkorrekturfaktor, um Ungewissheiten des Modells zu berücksichtigen

f Methananteil auf der Deponie, der erfasst, abgefackelt, verbrannt oder auf eine andere Art verwendet wird

GWP_{CH_4} Treibhauspotential für CH_4 (gültig für die relevante Verpflichtungsperiode)

OX Oxidationsfaktor (spiegelt die Methanmenge aus der Deponie wider, die in der Erde oder in einem anderen Abdeckmaterial oxidiert wird)

F Anteil an Methan im Deponiegas (Volumenanteil) (0,5)

DOC_f Anteil an abbaubarem organischem Kohlenstoff (degradable organic carbon - DOC), der abgebaut werden kann

MCF Methankorrekturfaktor

$W_{j,x}$ Menge an organischem Abfall des Typs j (Tonnen), deren Entsorgung auf der Deponie im Jahr x verhindert wird

DOC_j Anteil an abbaubarem organischem Kohlenstoff (nach Masse) im Abfalltyp j

k_j Abbaurate für den Abfalltyp j

j Abfalltypkategorie (Index)

x Jahr während der Anrechnungsperiode (crediting period = Zeitspanne, in der ein CDM-Projekt Emissionsreduktionszertifikate generieren kann): x beginnt im ersten Jahr der ersten Anrechnungsperiode (x=1) und endet im Jahr y, für das die vermiedenen Emissionen berechnet werden (x=y)

y Jahr, für das die Methanemissionen berechnet werden

¹ Übersetzung des englischen Textes der Methodologie, die unterschiedlichen Definitionen des Jahres „x“ wurden übernommen. Möglicherweise unterscheiden sie sich je nach der Aufgabe der Berechnung, andernfalls ist diese Formulierung sehr unklar.

Die in den Tabellen 3 und 4 angeführten Parameter sind im Verfahren bereits gegeben bzw. können je nach Situation ausgewählt werden:

Parameter	Wert und Erläuterungen																											
φ	0,9																											
OX	0,1 für geordnete Deponien, die mit einem oxidierenden Material wie Erde oder Kompost abgedeckt sind 0,0 für andere Arten von Deponien																											
F	0,5																											
DOC _f	0,5																											
MCF	1,0 für anaerobe, geordnete Deponien für feste Abfälle. Voraussetzungen: kontrollierte Abfalleinbringung, (d.h. gezielte Ablagerung des Abfalls in spezielle Ablagerungsbereiche, Kontrolle über die Tätigkeit von Wertstoffsammlern und Kontrolle über Feuer) und zumindest eine der folgenden Maßnahmen: Abdeckmaterial, mechanische Verdichtung oder Nivellierung des Abfalls 0,5 für semiaerobe, geordnete Deponien für feste Abfälle. Voraussetzungen: kontrollierte Abfalleinbringung und alle folgenden Strukturen, um Luft in die Abfallschicht einzubringen: durchlässiges Abdeckmaterial, Sickerwasser-Entwässerungssystem, Ausgleichsteich und ein Entgasungssystem 0,8 für ungeordnete, tiefe Deponien für feste Abfälle und/oder solche mit einem hohen Grundwasserspiegel. Das beinhaltet alle Deponien, die die Kriterien für geordnete Deponien nicht erfüllen und die tiefer/gleich 5 m sind und/oder einen hohen Grundwasserspiegel in der Nähe der Oberfläche haben. Letzteres entspricht der Auffüllung von Binnengewässern wie Teichen, Flüssen oder Feuchtgebieten mit Abfall. 0,4 für ungeordnete, seichte Deponien für feste Abfälle. Das beinhaltet alle Deponien, die die Kriterien für geordnete Deponien nicht erfüllen und Tiefen von weniger als 5 m haben.																											
DOC _j	Folgende Werte sollen für die verschiedenen Abfallarten j verwendet werden: <table><tr><th>Abfallart j</th><th>DOC_j (% nasser Abfall)</th><th>DOC_j (% trockener Abfall)</th></tr><tr><td>Holz und Holzprodukte</td><td>43</td><td>50</td></tr><tr><td>Zellstoff, Papier und Karton (außer Klärschlamm)</td><td>40</td><td>44</td></tr><tr><td>Lebensmittel, Lebensmittelabfälle, Getränke und Tabak (außer Klärschlamm)</td><td>15</td><td>38</td></tr><tr><td>Textilien</td><td>24</td><td>30</td></tr><tr><td>Garten- und Parkabfälle</td><td>20</td><td>49</td></tr><tr><td>Glas, Kunststoffe, Metall, anderer inerter Abfall</td><td>0</td><td>0</td></tr><tr><td>Klärschlamm</td><td>4-5</td><td>40-50</td></tr><tr><td>industrieller Klärschlamm</td><td colspan="2">9 (35 % Trockenmasse)</td></tr></table>	Abfallart j	DOC _j (% nasser Abfall)	DOC _j (% trockener Abfall)	Holz und Holzprodukte	43	50	Zellstoff, Papier und Karton (außer Klärschlamm)	40	44	Lebensmittel, Lebensmittelabfälle, Getränke und Tabak (außer Klärschlamm)	15	38	Textilien	24	30	Garten- und Parkabfälle	20	49	Glas, Kunststoffe, Metall, anderer inerter Abfall	0	0	Klärschlamm	4-5	40-50	industrieller Klärschlamm	9 (35 % Trockenmasse)	
Abfallart j	DOC _j (% nasser Abfall)	DOC _j (% trockener Abfall)																										
Holz und Holzprodukte	43	50																										
Zellstoff, Papier und Karton (außer Klärschlamm)	40	44																										
Lebensmittel, Lebensmittelabfälle, Getränke und Tabak (außer Klärschlamm)	15	38																										
Textilien	24	30																										
Garten- und Parkabfälle	20	49																										
Glas, Kunststoffe, Metall, anderer inerter Abfall	0	0																										
Klärschlamm	4-5	40-50																										
industrieller Klärschlamm	9 (35 % Trockenmasse)																											

Tabelle 3: gegebene Parameter (UNFCCC, 2008a und IPCC, 2009)

Parameter	Wert und Erläuterungen					
k_j	Folgende Default-Werte sollen für die verschiedenen Abfallarten j verwendet werden:					
	Abfallart j		nördlich und gemäßigt (mJT ≤ 20 °C)		tropisch (mJT > 20 °C)	
			trocken (mJNS/ pET <1)	nass (mJNS/ pET >1)	trocken (mJNS <1000 mm)	nass (mJNS >1000 mm)
	langsam abbaubar	Zellstoff, Papier, Karton (außer Klärschlamm), Textilien	0,04	0,06	0,045	0,07
		Holz, Holzprodukte und Stroh	0,02	0,03	0,025	0,035
	mäßig schnell abbaubar	andere (non-food) organische Garten- und Parkabfälle	0,05	0,10	0,065	0,17
	schnell abbaubar	Lebensmittel, Lebensmittelabfälle, Klärschlamm, Getränke und Tabak	0,06	0,185	0,085	0,40
	mJT - mittlere Jahrestemperatur mJNS - mittlerer Jahresniederschlag pET - potentielle Evapotranspiration mJNS/pET ist das Verhältnis zwischen mittlerem Jahresniederschlag und potentieller Evapotranspiration					
$MCF_{ww,treatment}$	IPCC Default-Werte für den Methankorrekturfaktor (MCF) - Abwasser					
	Art der Abwasserbehandlung und Entsorgungsweg oder -system					MCF Wert
	Einleitung des Abwassers ins Meer, in einen Fluss oder See					0,1
	aerobe Behandlung, gut geführt					0
	aerobe Behandlung, schlecht geführt oder überlastet					0,3
	Schlammfäulung ohne Methanrückgewinnung					0,8
	Faulbehälter ohne Methanrückgewinnung					0,8
	seichter Faulteich (Tiefe < 2 m)					0,2
	tiefer Faulteich (Tiefe > 2 m)					0,8
	Faulsystem					0,5

Tabelle 4: gegebene Parameter (UNFCCC, 2008a und IPCC, 2009)

4.2 Project Activity Emissions

Die Emissionen aus der Projektstätigkeit bestehen aus:

- CO₂-Emissionen aufgrund zunehmender Transportdistanzen;
- CO₂-Emissionen aus dem Verbrauch von Strom und/oder fossilen Brennstoffen durch die Betriebsanlagen des Projekts;
- CH₄-Emissionen während des Kompostierungsprozesses;
- CH₄-Emissionen aus dem Sickerwasser;
- Wenn der Restabfall aus der biologischen Behandlung (Kompost oder Produkte dieser Behandlungen) unter anaeroben Bedingungen gelagert und/oder auf eine Deponie gebracht wird: CH₄-Emissionen aus der Lagerung/Entsorgung dieses Restabfalls/dieser Produkte (UNFCCC, 2009b).

4.2.1 gesamte Emissionen aus der Projektstätigkeit

Die gesamten Emissionen des Projekts werden also folgendermaßen berechnet:

$$PE_y = PE_{y,transp} + PE_{y,power} + PE_{y,comp} + PE_{y,runoff} + PE_{y,res\ waste}$$

Formel 3: Emissionsberechnung aus der Projektstätigkeit (UNFCCC, 2009b, angepasst)

PE_y	Emissionen aus der Projektstätigkeit im Jahr y (t CO ₂ -Äquivalente)
$PE_{y,transp}$	Emissionen aus zunehmendem Transport im Jahr y (t CO ₂ -Äquivalente)
$PE_{y,power}$	Emissionen aus dem Verbrauch von Strom und fossilen Brennstoffen im Jahr y (t CO ₂ -Äquivalente)
$PE_{y,comp}$	Methanemissionen aus dem Kompostierungsprozess im Jahr y (t CO ₂ -Äquivalente)
$PE_{y,runoff}$	Methanemissionen aus dem Sickerwasser im Jahr y (t CO ₂ -Äquivalente)
$PE_{y, res\ waste}$	falls Restmüll/Produkte anaerob gelagert oder auf eine Deponie gebracht werden: Methanemissionen aus dem anaeroben Abbau des Restmülls/der Produkte (t CO ₂ -Äquivalente)

4.2.2 Emissionen aus dem zunehmenden Transport

Die Emissionen aus dem zunehmenden Transport werden aufgrund der zunehmenden Distanzen zwischen

- den Sammelstellen für den Bioabfall und der Kompostanlage (verglichen mit der Deponie im Baseline-Szenario)
- der Kompostanlage und den Orten der Kompostausbringung, Deponierung und weiteren Behandlung des Restmülls/der Produkte

berechnet (UNFCCC, 2009b). Dazu wird Formel 4 verwendet.

$$PE_{y,transp} = (Q_y / CT_y) * DAF_w * EF_{CO2} + (Q_{y,treatment,i} / CT_{y,treatment,i}) * DAF_{treatment,i} * EF_{CO2}$$

Formel 4: Emissionsberechnung aus dem zunehmenden Transport (UNFCCC, 2009b)

Q_y	Menge an behandeltem Rohabfall im Jahr y (t)
CT_y	durchschnittliche LKW-Transportkapazität (t/LKW)
DAF_w	durchschnittliche zunehmende Distanz für den Rohabfalltransport (km/LKW)
EF_{CO2}	CO ₂ -Emissionsfaktor für den Treibstoffverbrauch durch den Transport (kg CO ₂ /km, IPCC Default-Werte oder lokale Werte können benutzt werden)
i	Art von Restmüll/Produkten und/oder Kompost
$Q_{y,treatment,i}$	Menge an entstandenem/hergestellten Restmüll/Produkten und/oder Kompost im Jahr y (t)
$CT_{y,treatment,i}$	durchschnittliche LKW-Transportkapazität für Restmüll/Produkte/Kompost i (t/LKW)
$DAF_{treatment,i}$	durchschnittliche Distanz für den Transport von Restmüll/Produkten/Kompost (km/LKW)

4.2.3 Emissionen aus dem Verbrauch von Strom und fossilen Brennstoffen

Für die Berechnung dieser Emissionen ($PE_{y,power}$) sollen der gesamte Energieverbrauch aller Einrichtungen und Geräte der Projektanlage inkludiert werden. Z.B. Energie, die für die Belüftung und/oder das Umsetzen der Kompostmieten verwendet wird, Energie für die Zerkleinerung von Biomasse, für das Sieben, die Trocknung des fertigen Komposts und für die Sickerwasserbehandlung. Emissionsfaktoren für Strom aus dem Stromnetz sollen wie in AMS I.D. berechnet werden. Für Emissionen aus dem Verbrauch fossiler Treibstoffe soll der Emissionsfaktor für fossile Treibstoffe (t CO₂/t) verwendet werden. Lokale Werte sollen verwendet werden, wenn diese schwierig zu erhalten sind, können auch IPCC Default-Werte verwendet werden (UNFCCC, 2009b).

4.2.4 Methanemissionen aus der Kompostierung

Die Methanemissionen aus dem Kompostierungsprozess werden nach Formel 5 berechnet.

$$PE_{y,comp} = Q_y * EF_{composting} * GWP_{CH_4}$$

Formel 5: Berechnung der Methanemissionen aus der Kompostierung (UNFCCC, 2009b)

$EF_{composting}$	Emissionsfaktor für die Kompostierung von organischem Abfall (t CH ₄ /t behandeltem Abfall). Emissionsfaktoren können auf anlagen-/ortsspezifischen Messungen, länderspezifischen Werten oder IPCC Default-Werten basieren. IPCC Default-Werte sind 4 g CH ₄ /kg nassem Abfall bzw. 10 g CH ₄ /kg Abfall (Trockenmasse). $EF_{composting}$ kann für die Anteile von Q_y auf 0 gesetzt werden, bei denen der Sauerstoffgehalt während der Kompostierung über 8 % liegt. Das kann durch Messungen mit einem maximalen „margin of error“ von 10 % bei einem 95%igen Konfidenzintervall nachgewiesen werden. Zu diesem Zweck kann ein tragfähiges Sauerstoffmessgerät mit Lanzetten von mindestens einem Meter Länge verwendet werden. Bei einer Zwangsbelüftung können auch kontinuierliche Messungen mit Online-Sensoren durchgeführt werden.
-------------------	---

4.2.5 Methanemissionen aus dem Sickerwasser

Die Methanemissionen aus dem Sickerwasser der Kompostanlage werden nach Formel 6 berechnet.

$$PE_{y,runoff} = Q_{y,ww,runoff} * COD_{y,ww,runoff} * B_{o,ww} * MCF_{ww,treatment} * UF_b * GWP_{CH_4}$$

Formel 6: Berechnung der Methanemissionen aus dem Sickerwasser (UNFCCC, 2009b)

$Q_{y,ww,runoff}$	(entsorgtes) Sickerwasservolumen im Jahr y (m ³)
$COD_{y,ww,runoff}$	chemischer Sauerstoffbedarf - CSB (chemical oxygen demand - COD) des Sickerwassers, das die Kompostanlage im Jahr y verlässt (t/m ³)
$B_{o,ww}$	Methanbildungspotential des Abwassers (IPCC Default-Wert von 0,21 kg CH ₄ /kg CSB)
$MCF_{ww,treatment}$	Methankorrekturfaktor für das Abwasserbehandlungssystem, in dem das Sickerwasser behandelt wird (siehe Tabelle 4)
UF_b	Korrekturfaktor für Modellunsicherheiten (1,06)

4.2.6 Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung/der Deponieentsorgung des Restabfalls/der Produkte der biologischen Behandlung

Für die Berechnung dieser Emissionen kann wieder Formel 2 verwendet werden.

5. Emissionsberechnung für die österreichische Kompostanlage

Alle anlagenspezifischen Angaben wurden freundlicherweise vom Anlagenbetreiber (KLINGENBRUNNER, 2009) zur Verfügung gestellt.

5.1 Beschreibung der Anlage

Die Kompostanlage der Firma „fk Agrar- und Umweltservice GmbH“ befindet sich in Pixendorf im Bezirk Tulln in Niederösterreich. Es werden ca. 15 Mitarbeiter beschäftigt. Die Firma ist Mitglied der ARGE Kompost & Biogas Niederösterreich und bietet nicht nur die Kompostierung von verschiedenen biogenen Abfällen an, sondern auch diverse Dienstleistungen, wie Schreddern von Grünschnitt, Zerkleinern von Wurzelstöcken und Altholz, Mähen von Böschungen und Großflächen, Freischneiden von Stromleitungen, Straßen, Wegen usw. Außerdem wird in der Ölmühle Pflanzenöl gepresst, das als Treibstoff für Fahrzeuge sowie als Brennstoff zur Wärmeversorgung verwendet wird. Dazu werden in der Umgebung angebaute Ölpflanzen verarbeitet, das sind vor allem Sonnenblumen und Raps. Der anfallende Presskuchen eignet sich als Viehfutter oder kann als Brennstoff in Biomasseheizungen sowie als Rohstoff für Biogasanlagen verwendet werden. Auch Hackgut für Fernwärmeanlagen und Heizwerke wird aufbereitet (KLINGENBRUNNER, 2009).

Die gesamte Anlage hat eine Fläche von 24.000 m², die Heißrottefläche beträgt 15.000 m², asphaltierte Fahr- und Nebenflächen betragen 5.000 m². Die Auffangbecken für das Sickerwasser fassen 1.000 und 560 m³. Es gibt eine Maschinen- und Lagerhalle mit Werkstatt, die 2.100 m² groß ist. Tabelle 5 enthält eine Aufstellung der eingesetzten Maschinen und Geräte.

Anzahl	Bezeichnung	Anzahl, Type	Baujahr
3	Radlader	1 Case 721C 1 Hyundai HL730 1 Volvo L70C	2004 2007 1998
5	Teleskoplader	3 Claas Scorpion 2 Massey Ferguson 8947	2007 und 2008 2005
1	Raupenbagger	Case CX 135 SR	2004
3	LKW	2 Volvo FH440 1 Volvo FM380	2007 2001
60	Abrollcontainer		
5	Traktoren	Massey Ferguson 7490 Massey Ferguson 7485 Massey Ferguson 4355 Massey Ferguson 4335 Steyr CVT 150	2004 2007 2002 2003 2001
2	mobile Trommelsiebanlagen	Willibald TSM 5500 Sternsieb Backers	2004 2009
1	stationäre Siebanlage	Eigenkonstruktion	1996
1	Mobilschredder	Willibald MZA 4800	2007
1	Brechanlage für Wurzel- und Starkholz	Hammel 650D	2004
1	Vakuumfass	Bauer 10 m ³	k. A.
1	Umsetzgerät	Willibald Trommelband - Umsetzer TBU	2006
1	Kompoststreuer	Kirchner Profi T3180 Tandem	2005

Tabelle 5: Auflistung der eingesetzten Maschinen und Geräte (KLINGENBRUNNER, 2009)

Auf der Anlage werden Bioabfall des Gemeindeverbandes für Abfallbeseitigung (GVA) in der Region Tulln, Grün- und Strauchschnitt, Friedhofsabfälle und weitere Bioabfälle sowie Klärschlamm kompostiert. Der Ablauf der Kompostierung wurde bereits in Kapitel 3.3.1 beschrieben.

5.2 Verwendete Daten

Alle Angaben und Daten, die die Kompostanlage betreffen, beziehen sich auf das Jahr 2008 und wurden von Herrn KLINGENBRUNNER (2009) zur Verfügung gestellt.

5.2.1 Gesamtanlieferungsmenge 2008

In Tabelle 6 sind die angelieferten und zur Kompostierung verwendeten Bioabfälle und Klärschlämme (KS) aufgelistet.

angelieferte Abfälle	(in t)
Bioabfall GVA Tulln	3.694,4
Grün- und Strauchschnitt	10.903,5
Friedhofsabfälle	223,0
Stroh, Pferdemist	861,7
Melassefilterkuchen	499,8
sonstige Bioabfälle	2.662,4
KS aus Kanalreinigung	118,0
KS Kläranlage A	809,6
KS Kläranlage B	158,7
KS Kläranlage C	1.988,0
KS Kläranlage D	533,4
KS Kläranlage E	418,1
KS Kläranlage F	2.430,9
KS Kläranlage G	24,8
KS Kläranlage H	534,8
KS Kläranlage I	1.036,8
Sonstige KS	163,3
Summe	27.061,0

Tabelle 6: Gesamtanlieferung biogener Abfälle 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009)

5.2.2 Ausgangsmaterialien und -mengen für die Bioabfallkompostierung

Für die Herstellung von Bioabfallkompost wurden im Jahr 2008 die in Tabelle 7 angeführten Materialien und Mengen verwendet. Sie werden nicht nur in Tonnen, sondern auch in m³ angeführt und aus der rechten Spalte ist das Mischungsverhältnis (nach Volumen) erkennbar. Die Dichteangaben sind geschätzte und theoretische Werte.

	t	m ³	kg/m ³	Anteil
Biotonne	3.694	4.618	800	38%
Grün- und Strauchschnitt, Gras und Laub	1.500	3.000	500	25%
Sonst. Bioabfälle	2.662	3.328	800	27%
Friedhofsabfälle	223	446	500	4%
Melassefilterkuchen	500	714	700	6%
gesamt	8.579	12.106	710	100%

Tabelle 7: Ausgangsmaterial und -mengen für die Bioabfallkompostierung 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009)

5.2.3 Ausgangsmaterialien und -mengen für die Klärschlammkompostierung

Tabelle 8 zeigt das im Jahr 2008 verwendete Ausgangsmaterial für die Herstellung von Klärschlammkompost.

	t	m ³	kg/m ³	Anteil
gesamte KS	8.216	8.216	1.000	36%
Grün- und Strauchschnitt	6.100	12.200	500	53%
Pferdemist	862	2.589	333	11%
gesamt	15.178	23.005	660	100%

Tabelle 8: Ausgangsmaterial und -mengen für die Klärschlammkompostierung (KLINGENBRUNNER, 2009)

Insgesamt wurden im Jahr 2008 in der Anlage 23.757,2 t Ausgangsmaterialien kompostiert.

5.2.4 Produzierter Kompost

5.2.4.1 Bioabfallkompost

Tabelle 9 zeigt die 2008 hergestellten Bioabfallkompostmengen.

	m ³	Vol%	kg/m ³	t
Ausgangsmaterial	12.105			
Rotteverlust	5.084	42%		
Siebreist	1.816	15%		
Störstoffe	363	3%		
verwertbarer Kompost	4.842	40%	750	3.631,6

Tabelle 9: produzierter Bioabfallkompost 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009)

5.2.4.2 Klärschlammkompost

Der produzierte Klärschlammkompost ist aus Tabelle 10 ersichtlich.

	m ³	Vol%	kg/m ³	t
Ausgangsmaterial	23.005			
Rotteverlust	9.202	40%		
Siebreist	6.211	27%		
Störstoffe	230	1%		
verwertbarer Kompost	7.362	32%	800	5.889,2

Tabelle 10: produzierter Klärschlammkompost 2008 (KLINGENBRUNNER, 2009)

5.2.4.3 Gesamter produzierter Kompost 2008

Insgesamt wurden 2008 in der Anlage 9.520,8 t Kompost hergestellt.

5.2.5 Reststoffe

Nicht kompostierbare Störstoffe, die entsorgt werden mussten, machten im Jahr 2008 120 t aus. KLINGENBRUNNER (2009) schätzt, dass rund 80 % der Reststoffe hauptsächlich aus Kunststoffen bestehen und kleine Holzstücke die restlichen 20 % ausmachen. Dieser Abfall wird in die thermische Abfallverwertungsanlage Dürnrohr gebracht. Metall wird abgeschieden und einer Verwertung zugeführt.

5.2.6 Sickerwasser und dessen chemischer Sauerstoffbedarf

Das Sickerwasser wird üblicherweise im Kreislauf geführt und wieder für die Bewässerung der Kompostmieten eingesetzt, manchmal muss aber auch ein Teil (z.B. in Folge von starken Niederschlägen) entsorgt werden. Im Jahr 2008 wurden 360 m³ in die Kläranlage des Gemeindeabwasserverbandes Südöstliches Tullnerfeld geliefert.

Aus den Jahren 1997-2001 liegen 5 Untersuchungen des Kompostsickerwassers vor, bei denen auch der chemische Sauerstoffbedarf (CSB = COD) ermittelt wurde. Die Details dazu finden sich in Tabelle 11. Die Untersuchungen wurden von der NÖ Umweltschutzanstalt in Maria Enzersdorf durchgeführt.

Datum der Probenahme	Becken	CSB in mg O ₂ /l	CSB in t O ₂ /m ³
18.8.1997	k.A.	2.570	0,002570
8.9.1999	klein	1.006	0,001006
8.9.1999	groß	4.098	0,004098
2.10.2001	klein	1.410	0,001410
2.10.2001	groß	1.500	0,001500
Mittelwert		2.117	0,0021168

Tabelle 11: chemischer Sauerstoffbedarf des Kompostsickerwassers

5.2.7 Transportdistanzen

Für die Berechnung der Emissionen der österreichischen Kompostanlage wird nicht wie in der Methodologie angegeben die Distanz zwischen der Deponie und der Kompostanlage herangezogen, sondern jene für die Anlieferung der Bioabfälle.

5.2.7.1 *Distanz Sammelpunkt Bioabfall - Kompostanlage*

KLINGENBRUNNER (2009) schätzt die durchschnittliche Transportentfernung für die Anlieferung des Bioabfalls zur Kompostanlage auf 8 km. Für die Transporte von der Kompostanlage machte er folgende Abschätzungen:

5.2.7.2 *Distanz Kompostanlage - Ausbringungsorte Kompost*

Der produzierte Bioabfallkompost wird verkauft sowie von 4 Landwirten auf deren Feldern ausgebracht. Der gewichtete Mittelwert der Transportdistanzen liegt bei 15,23 km. Der Klärschlammkompost wird von Gemeinden, Landschaftsbauunternehmen und Kleinabnehmern sowie 5 Landwirten verwendet. Der gewichtete Mittelwert der Transportdistanzen liegt hier bei 11,24 km.

Der gewichtete Mittelwert der Transportdistanzen für den gesamten auf der Anlage produzierten Kompost (Bioabfall- und Klärschlammkompost) beträgt 12,94 km, gerechnet wird daher mit 13 km.

5.2.7.3 *Distanz Kompostanlage - Kläranlage*

Überschüssiges Sickerwasser wird in die 0,5 km entfernte Kläranlage transportiert.

5.2.7.4 *Distanz Kompostanlage - Müllverbrennungsanlage*

Nicht kompostierbare Störstoffe werden in die Müllverbrennungsanlage Dürnrohr transportiert, die 13 km entfernt liegt.

5.2.8 Transportkapazitäten

5.2.8.1 *Anlieferung*

Der Bioabfall des GVA Tulln wird in Presswagen angeliefert, die mit durchschnittlich 6,5 t beladen sind. Klärschlamm wird mit ca. 8 t pro Transport angeliefert. Die Transportkapazität der firmeneigenen LKWs ist 20 t. Die Masse des Strauch- und Baumschnitts bei der Anlieferung hängt davon ab, ob er bereits am Anfalls- bzw. Sammelort geschreddert wurde oder nicht. Mit einer Fuhre kann die Firma ca. 20 t geschreddertes Material abholen, wohingegen bei nicht aufbereitetem Material manchmal nur wenige Tonnen transportiert werden. Für Gras und Laub werden ungefähr 10 t Transportkapazität angenommen (KLINGENBRUNNER, 2009). Es wird hier also mit einem mittleren Wert von 10 t für den Grünschnitt gerechnet. Über alle Ausgangsmaterialien errechnet sich eine durchschnittliche Transportkapazität von 9 t für die Anlieferung.

5.2.8.2 *Ausbringung und Verkauf*

Mehr als die Hälfte des Komposts wird von Landwirten auf deren Feldern ausgebracht. Der dazu verwendete Kompoststreuer transportiert im Durchschnitt 9 t.

Bei Lieferungen an Großabnehmer werden die 20 t Nutzlast der Firmen-LKWs ausgenützt, Kleinabnehmer holen sich in der Kompostanlage jedoch meist nur einige 100 kg Kompost ab. Für die Berechnung wird deshalb eine mittlere Kapazität von 9 t angenommen.

5.2.8.3 *Entsorgung Störstoffe*

Die Störstoffe machten 2008 120 t aus und wurden in 19 Containern transportiert. Daraus ergibt sich eine gerundete Transportkapazität von 6,5 t pro Container.

5.2.8.4 *Entsorgung Sickerwasser*

Das Sickerwasser wird in einem Vakuumfass mit 10 m³ Ladevolumen zur Kläranlage transportiert.

5.2.9 **Energiebedarf der Kompostierung**

5.2.9.1 *Stromverbrauch*

Der Stromverbrauch der gesamten Kompostanlage belief sich im Jahr 2008 auf 56.560 kWh. Hier ist aber auch der Stromverbrauch für die Ölpresse enthalten, der 33.936 kWh ausmacht. Der Stromverbrauch für die Siebmaschinen, die Werkstatt, den Aufenthaltsraum, das Büro usw. beträgt somit 22.624 kWh und ist der Stromverbrauch, der für die Berechnungen verwendet wird. Dividiert man 22.624 kWh durch 23.757,2 t, so erhält man einen Stromverbrauch von ca. 0,95 kWh pro t Ausgangsmaterial.

5.2.9.2 *Treibstoffverbrauch*

In der Kompostanlage wird neben Diesel auch Pflanzenöl als Treibstoff verwendet. Im Jahr 2008 wurden insgesamt ca. 220.000 l Treibstoff verbraucht, davon waren ca. 90.000 l Pflanzenöl, das sind 40,9 %. Da der Treibstoff nicht nur für die Kompostierung Verwendung findet, sondern auch für diverse Transporte und andere Maschinentätigkeiten, werden für die Errechnung des Treibstoffverbrauches der Kompostierung die Angaben aus den Tabellen 12 und 13 von KLINGENBRUNNER (2009) verwendet. Die Anteile erklären sich folgendermaßen: von den 1.000 t Inputmaterial müssen ca. 200 t Strukturmaterial geschreddert werden. Beim Umsetzen, Umlagern, Absieben und Verladen wird der Rotteverlust berücksichtigt, deshalb sind dort Anteile in der Höhe von 80 und 60 % zu finden.

Wie schon oben angeführt, wurden im Jahr 2008 für den Bioabfallkompost 8.579 t Inputmaterial kompostiert und für den Klärschlammkompost 15.178,2 t. Multipliziert mit dem jeweiligen unten angeführten Treibstoffverbrauch ergibt das für die Bioabfallkompostierung einen Treibstoffverbrauch von 12.348,6 l und für die Klärschlammkompostierung einen Treibstoffverbrauch von 30.866,4 l. In Summe wurden für die Kompostierung also 43.215 l Treibstoff verbraucht. Errechnet man nun den Anteil von Diesel und Pflanzenöl mit der oben angeführten Prozentangabe, so wurden ca. 25.540 l Diesel und 17.675 l Pflanzenöl verbraucht.

5 Emissionsberechnung für die österreichische Kompostanlage

	Anteil	Arbeitsgänge	Mh* pro 1.000 t	Treibstoff (l/h)	Treibstoff (l)	Maschinen
Zerkleinerung Strukturmaterial	20%	1	40,0	37,0	296,0	Schredder, Telelader
Abmischen	100%	1	25,0	13,0	325,0	Radlader
Umsetzen mit Umsetzgerät	80%	6	3,5	13,5	226,8	Traktor mit Trommelbandumsetzer
Umlagern mit Radlader	80%	2	6,0	15,0	144,0	Radlader
Bewässern	100%	4	1,5	8,0	48,0	Traktor mit Vakuumfaß
Absieben	60%	1	30,0	17,0	306,0	Radlader, Siebmaschine mit E-Antrieb, Windsichter
Lagern und Verladen	60%	1	12,0	13,0	93,6	Radlader
Treibstoff gesamt					1.439,4	

Tabelle 12: Treibstoffverbrauch im gesamten Kompostierungsprozess je 1.000 t Inputmaterial - Bioabfallkompostierung (KLINGENBRUNNER, 2009)

	Anteil	Arbeitsgänge	Mh pro 1.000 t	Treibstoff (l/h)	Treibstoff (l)	Maschinen
Zerkleinerung Strukturmaterial	40%	1	40,0	37,0	592,0	Schredder, Telelader
Abmischen	100%	1	25,0	13,0	325,0	Radlader
Umsetzen mit Umsetzgerät	80%	3	5,0	13,5	162,0	Traktor mit Trommelbandumsetzer
Umlagern mit Radlader	80%	6	7,5	15,0	540,0	Radlader
Bewässern, Wasserentsorgung	100%	4	1,5	8,0	48,0	Traktor mit Vakuumfaß
Absieben	60%	1	35,0	13,0	273,0	Radlader, Siebmaschine mit E-Antrieb
Lagern und Verladen	60%	1	12,0	13,0	93,6	Radlader
Treibstoff gesamt					2.033,6	

Tabelle 13: Treibstoffverbrauch im gesamten Kompostierungsprozess je 1.000 t Inputmaterial - Klärschlammkompostierung (KLINGENBRUNNER, 2009)

*Mh = Maschinenstunden

5.2.10 Emissionsfaktoren

5.2.10.1 Emissionsfaktor für den Transport

Der verwendete Emissionsfaktor (in CO₂-Äquivalenten) für den Transport ist 703,2 g/Fahrzeugkilometer. Dieser Faktor stammt aus dem HBEFA 2.1 Onlinetool (HBEFA, 2004) und ist der Faktor für ein dieselmotriebenes, schweres Nutzfahrzeug in Österreich im Jahr 2005.

5.2.10.2 Emissionsfaktor für den Stromverbrauch

Der Strom wird von der EVN Energievertrieb GmbH & Co KG bezogen. Der Versorgermix für den Zeitraum vom 1.10.2007 bis zum 30.09.2008 sah wie in Tabelle 14 angeführt aus:

Primärenergieträger	Anteil
Wasserkraft	44,47%
Erdgas	24,95%
Kohle	19,19%
feste oder flüssige Biomasse	5,21%
Wind- und Sonnenenergie	3,56%
sonstige (Stromerzeugung aus thermischer Abfallverwertung)	1,65%
Biogas	0,88%
Deponie- oder Klärgas	0,09%

Tabelle 14: Anteil verschiedener Primärenergieträger an der Stromaufbringung der EVN (EVN, 2009)

Die EVN (2009) gibt die Umweltauswirkungen mit 289,8 g CO₂-Emissionen pro kWh an.

5.2.10.3 Emissionsfaktor für den Dieselverbrauch

Der Emissionsfaktor für den Dieselverbrauch setzt sich aus den Emissionen für die Verbrennung und den Emissionen aus den Vorketten für die Bereitstellung des Diesels zusammen. In Tabelle 15 findet sich eine Aufstellung von Werten aus unterschiedlichen Quellen.

Prozess	Emissionsfaktor (kg CO ₂ /l)	Quelle
Verbrennung	2,61	BAFU (o.J.)
Verbrennung	2,64	HENSLER et al. (2004)
Verbrennung Diesel-DE-2005	2,66	GEMIS 4.5
Mittelwert Verbrennung	2,64	
Vorketten bis Tankstelle/Diesel-DE-2005	0,4239	GEMIS 4.5
Vorketten bis Regionallager	0,4968	PERTL (2009) mit Daten aus JUNGBLUTH (2007)
Mittelwert Vorketten	0,46	
gesamt	3,1	

Tabelle 15: Emissionsfaktoren pro l Diesel aus verschiedenen Quellen und berechnete Mittelwerte

Aus den beiden gerundeten Mittelwerten von 2,64 kg für die Verbrennung und 0,46 kg CO₂-Äquivalenten für die Vorketten ergibt sich ein Emissionsfaktor von 3,1 kg bzw. von 0,0031 t CO₂-Äquivalenten pro l Diesel.

5.2.10.4 Emissionsfaktor für den Pflanzenölverbrauch

Für die Herstellung des Pflanzenöls wurden im Jahr 2008 fast zur Gänze Sonnenblumenkerne verwendet. 367 t Sonnenblumenkerne aus konventionellem Anbau wurden zu 132.105 l Sonnenblumenöl gepresst (KLINGENBRUNNER, 2009). Aus einem kg Sonnenblumenkerne werden 0,36 l Öl gewonnen. Beim Pressen wird ein Filterhilfsstoff zugefügt, dieser wird aber nur in sehr geringen Mengen verwendet (KLINGENBRUNNER, 2009) und wird in dieser Berechnung daher vernachlässigt.

Nach GEMIS 4.5 entstehen beim Anbau, bei der Lagerung und Trocknung von Sonnenblumenkernen 23,7 g CO₂-Äquivalentemissionen pro MJ. Bei einem Heizwert von 23,16 MJ/kg sind das umgerechnet auf die Masse 0,549 kg CO₂-Äquivalentemissionen pro kg Kerne. Bei einer Dichte von 0,92 kg/l ergeben sich pro l Öl 1,656 kg CO₂-Äquivalentemissionen aus den Vorketten (GEMIS 4.5).

Der Stromverbrauch der Ölpresse lag im Jahr 2008 bei 33.936 kWh (KLINGENBRUNNER, 2009). Pro kg Sonnenblumenkerne wurden folglich ca. 0,092 kWh Strom für die Presse gebraucht, pro l Öl waren es anteilig 0,031 kWh. Multipliziert mit dem Emissionsfaktor für den Strom von 289,77 g CO₂-Emissionen ergibt das Emissionen von 8,9 g/l bzw. von 0,009 kg/l. In Tabelle 16 werden diese beiden Emissionsfaktoren zu einem gesamten von 1,666 kg CO₂-Äquivalenten pro l Öl zusammengefasst.

Produkt/Prozess	CO ₂ -Äquivalentemissionen (kg CO ₂ /l Öl - anteilig)	Quelle
Sonnenblumenkerne getrocknet (Vorketten)	1,657	GEMIS 4.5
Pressen des Öls	0,009	KLINGENBRUNNER, 2009 und EVN, 2009
gesamt	1,666	

Tabelle 16: CO₂-Äquivalentemissionen bei der Herstellung von Sonnenblumenöl

Das bei der Verbrennung von Sonnenblumenöl - einem biogenen Brennstoff - entstehende CO₂ wird nicht zu den Emissionen hinzugerechnet, da der Kohlenstoff während des Pflanzenwachstums aus der Atmosphäre entnommen wurde. Die anderen klimawirksamen Gase müssen aber bilanziert werden (IPCC, 2009, FRITSCH und SCHMIDT, 2008). In der ProBas-Datenbank werden für Sonnenblumenöl außer CO₂ keine direkten Emissionen von Treibhausgasen angeführt (PROBAS, 2008).

5.2.10.5 CH₄-Emissionsfaktor für die Kompostierung

AMLINGER und PEYR (2003) untersuchten die klimarelevanten Gasemissionen der dezentralen Kompostierung in Österreich. Dazu verwendeten sie einen vom Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik der Universität für Bodenkultur entwickelten begehbaren bzw. mobilen Emissionsmessraum. Dieser hat eine Grundfläche von 18 m² und kann über die jeweiligen emissionsaktiven Flächen gestellt werden. Der Messraum arbeitet nach dem „open-dynamic-chamber-Prinzip“. Ein Gebläse saugt kontinuierlich Luft durch den Messraum, die Durchsatzleistung kann zwischen 1.000

und 11.000 m³/h variiert werden. Die Zuluft gelangt an der Stirnseite in den Messraum hinein, reichert sich mit den Emissionen an und verlässt den Messraum als Abluft hinter dem Gebläse wieder. Die Gasprobenahme erfolgt abwechselnd in der Zuluft und in der Abluft. Die Konzentrationen von NH₃, N₂O, CH₄ und CO₂ werden mittels eines hochauflösenden FTIR-Spektrometers vor Ort analysiert (BOXBERGER et al., 1997). Mithilfe dieses Emissionsmessraums konnten kontinuierliche Messungen klimarelevanter Emissionen während der Kompostierung über einen längeren Zeitraum unter praxisüblichen Bedingungen durchgeführt werden. Dadurch konnten die Emissionen des gesamten Kompostierungssystems im Verlauf der relevanten Prozessphasen erfasst werden (AMLINGER und PEYR, 2003). Folgende Gase wurden untersucht: Methan, Distickstoffoxid, Ammoniak, Kohlendioxid und flüchtige organische Kohlenstoffverbindungen. Auf die Distickstoffoxidemissionen wird in Kapitel 10.2 eingegangen.

Die Messungen der CH₄-Emissionen von AMLINGER und PEYR (2003) zeigen unterschiedliche Emissionsverläufe. Die Miete Bioabfallkompost-2 zeigte wegen der infolge einer hohen Anfangsfeuchte reduzierten Sauerstoffversorgung einen steilen Anstieg der Methanemissionen in den ersten zwei bis drei Wochen, sank ab dem 30. Tag aber wieder auf ein niedrigeres Niveau (unter 0,3 g/h*t FM) ab. Die Miete Grünschnitt-Kompost-2 zeigte anfangs geringe Methanemissionsraten, die die Autoren auf die sehr gute Struktur und Durchlüftung zurückführen. Das Niveau blieb jedoch über den gesamten Rotteverlauf konstant in einem Bereich zwischen 0,1 und 0,5 g/h*t FM und führte zum höchsten gefundenen Emissionsfaktor von 604 g CH₄/t FM. Bei der Miete Klärschlammkompost-2 waren die Emissionen sehr gering, was sich auch am Emissionsfaktor (45 g/t FM) ablesen lässt (AMLINGER und PEYR, 2003). Somit zeigte eigentlich nur die Miete Bioabfallkompost-2 die in den ersten Tagen des Prozesses erwarteten höchsten Emissionen.

Tabelle 17 zeigt die erhobenen CH₄-Emissionen pro Tonne Frischmasse (FM) der unterschiedlichen Ausgangsmaterialien.

untersuchte Miete	Rottedauer (in Wochen)	CH ₄ -Emissionen (in g/t FM)	CH ₄ -Emissionen (in t/t FM)
Bioabfallkompost-1	9	293	0,000293
Bioabfallkompost-2	12	243	0,000243
Grünschnitt-Kompost-1	4	49	0,000049
Grünschnitt-Kompost-2	21	604	0,000604
Klärschlammkompost-1	4	37	0,000037
Klärschlammkompost-2	7	45	0,000045

Tabelle 17: CH₄-Emissionen bei der Mietenkompostierung verschiedener Ausgangsmaterialien (AMLINGER und PEYR, 2003)

Der Emissionswert für den Bioabfallkompost-1 musste wegen einer Messpause zwischen der 6. und 9. Woche mithilfe einer linearen Interpolation errechnet werden und ist deshalb mit einem entsprechenden Unsicherheitsfaktor behaftet. Der Versuch „Klärschlammkompost-1“ wurde nach 4 Wochen abgebrochen, da die Rotte nicht in Gang kam und die Versuchsmiete nicht als repräsentativ angesehen werden konnte - die Ergebnisse sind deshalb ebenfalls als nicht repräsentativ zu betrachten. Beide Klärschlammkompostmieten wiesen eine äußerst schwache Abbauleistung auf - sie hatten ungünstige Ausgangsmischungen und bei der Variante 1 verhinderten sehr niedrige Außentemperaturen eine ordnungsgemäße Kompostierung. Der

Versuch „Grünschnitt-Kompost-1“ musste nach 4 Wochen aus logistischen Gründen abgebrochen werden (AMLINGER und PEYR, 2003).

Aus den oben angeführten Anmerkungen geht hervor, dass alle „1er Varianten“ unsicher oder nicht repräsentativ sind. Auch die 2. Klärschlammkompostvariante erscheint wegen der schwachen Abbauleistung nicht repräsentativ. Da in der Literatur keine weiteren spezifischen Emissionsdaten für die offene Klärschlammkompostierung gefunden werden konnten, wird für den Klärschlamm der gleiche Methanemissionswert wie für den Bioabfallkompost angenommen. Durch das verwendete Kompostierungssystem und die großen und somit für eine Belüftung durch Konvektion ungünstigen Abmessungen der Tafelmieten sind höhere Methanemissionen zu erwarten. Geringe Sauerstoffgehalte in der Mietenluft und das Vorhandensein von Methan wurden bei den Messungen festgestellt. Deshalb wird der höchste von Amlinger erhobene Wert, 604 g/t FM, als Methanemissionsfaktor angenommen.

5.3 Zusammenfassung der Daten

In Tabelle 18 werden nochmals alle für die Berechnungen relevanten Daten übersichtlich dargestellt.

Daten Kompostierung	
Inputmaterial Bioabfallkompost (t FM)	8.579,0
Inputmaterial Klärschlammkompost (t FM)	15.178,2
Inputmaterial gesamt (t FM)	23.757,2
produzierter Bioabfallkompost (t FM)	3.631,6
produzierter Klärschlammkompost (t FM)	5.889,2
gesamter produzierter Kompost (t FM)	9.520,8
entsorgte Störstoffe (t FM)	120
entsorgtes Sickerwasser (m ³)	360
mittlerer CSB des Sickerwassers (t O ₂ /m ³)	0,0021168
Treibstoffverbrauch (l)	43.215
- davon Diesel (~ 60 %)	25.540
- davon Sonnenblumenöl (~ 40 %)	17.675
Stromverbrauch (kWh)	22.624
Daten Transport	
durchschnittliche Distanz Anlieferung Bioabfall (km)	8
durchschnittliche Distanz Ausbringung + Verkauf Kompost (km)	13
durchschnittliche Distanz Entsorgung Sickerwasser (km)	0,5
durchschnittliche Distanz Entsorgung Störstoffe (km)	13
durchschnittliche Kapazität Anlieferung (t)	9
durchschnittliche Kapazität Kompostausbringung (t)	9
durchschnittliche Kapazität Restmüllentsorgung (t)	6,5
durchschnittliche Kapazität Entsorgung Sickerwasser (m ³)	10
Emissionsfaktoren	
EF Transport (kg CO ₂ /km)	0,703225
EF Kompostierung (t CH ₄ /t Bioabfall)	0,000604
EF Stromverbrauch (kg CO ₂ /kWh)	0,28977
EF Treibstoffverbrauch Diesel (t CO ₂ /l)	0,0031
EF Treibstoffverbrauch Pflanzenöl (t CO ₂ /l)	0,001666

Tabelle 18: Zusammenfassende Darstellung aller für die Berechnung relevanter Daten der österreichischen Kompostanlage und der Emissionsfaktoren

5.4 Emissionsberechnung

Die Emissionsberechnung wurde mittels Microsoft Excel durchgeführt.

5.4.1 Berechnung der Emissionen aus dem Transport

Zu den Transportemissionen gehören die Emissionen für die Anlieferung der Bioabfälle und jene für die Auslieferung des Komposts und den Transport der entsorgten Störstoffe sowie des Sickerwassers. Werden die Mengenangaben, die Distanzen und die Transportkapazitäten sowie der Emissionsfaktor für den Transport in die Formel 4 eingesetzt, so ergeben sich Emissionen von 24.703 kg CO₂-Äquivalenten.

5.4.2 Berechnung der Emissionen aus dem Strom- und Treibstoffverbrauch

Da für Österreich die Treibhausgasemissionen pro kWh bekannt sind, werden sie nicht nach der Methode AMS I.D. des UNFCCC errechnet, sondern aus der Literatur übernommen. Die Emissionen aus dem Stromverbrauch ergeben 6.556 kg CO₂-Emissionen und errechnen sich aus der Multiplikation des Stromverbrauchs von 22.624 kWh mit dem Emissionsfaktor von 0,28977 kg/kWh oder alternativ aus der Masse des kompostierten Ausgangsmaterials multipliziert mit 0,95 kWh und dem Emissionsfaktor.

Die Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch betragen 108.615 kg CO₂-Äquivalentemissionen. Sie setzen sich aus den Emissionen für den Verbrauch von Diesel (79.174 kg CO₂-Äquivalente) und jenen für den Verbrauch von Sonnenblumenöl (29.441 kg CO₂-Äquivalente) zusammen.

5.4.3 Berechnung der Methanemissionen aus der Kompostierung

Da der Methanemissionsfaktor für die Anteile des Komposts auf 0 gesetzt werden kann, die einen Sauerstoffgehalt über 8 % in der Mietenluft aufweisen, wurde die Gaszusammensetzung der Mietenluft gemessen (siehe Anhang). Die Messungen wurden nach dem ungefähren Rottealter in 7 Gruppen eingeteilt und für jede Gruppe der Anteil ausgerechnet, der einen Sauerstoffgehalt kleiner 8 % bzw. größer/gleich 8 % hatte. Nach dieser Berechnung lagen 63,3 % des Bioabfalls bei einem Sauerstoffgehalt unter 8 % vor und 36,7 % bei einem höheren Sauerstoffgehalt. Wenn keine Gruppeneinteilung erfolgt, errechnen sich folgende Anteile: rund 69 % mit einem Sauerstoffgehalt $\leq$ 8 % und rund 31 % mit einem Sauerstoffgehalt $>$ 8 %. Der Verfasserin war es nicht möglich zu ermitteln, wie der „margin of error“ genau definiert ist und wie er berechnet wird. Es konnten lediglich die Konfidenzintervalle für den Anteil von 26/84 der Stichproben berechnet werden, die einen Sauerstoffgehalt über 8 % aufweisen (siehe Anhang). Die untere Grenze des Konfidenzintervalles liegt bei 0,2131 und die obere Grenze bei 0,4848. Die Berechnung für die österreichische Kompostanlage wird so durchgeführt, dass für 2/3 des Materials die Emissionen mit dem Emissionsfaktor 604g Methan/t FM berechnet werden, da für diesen Teil der Sauerstoffgehalt unter 8 % liegt. Für das restliche Drittel werden die Emissionen mit dem Faktor 0 berechnet, da der Sauerstoffgehalt über 8 % liegt. Dieser Wert liegt innerhalb des Konfidenzintervalles.

Bei Verwendung der Formel 5 mit dem Methanemissionsfaktor von 604 g/t FM für 2/3 des Ausgangsmaterials errechnen sich Emissionen in der Höhe von ca. 9.557 kg Methan, das sind 200.690 kg CO₂-Äquivalentemissionen.

5.4.4 Berechnung der Emissionen des entsorgten Sickerwassers

Da das Sickerwasser der Kompostanlage zur Befeuchtung der Kompostmieten verwendet wird, bzw. in eine gut funktionierende Kläranlage gebracht und dort aerob behandelt wird, ist der Methankorrekturfaktor 0,0. Eingesetzt in Formel 6 führt das zu einem Ergebnis von 0.

5.4.5 Berechnung der Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung/der Deponieentsorgung des Restabfalls/der Produkte der biologischen Behandlung

Der Kompost wird auf die Felder ausgebracht oder im Garten- und Landschaftsbau verwendet und in keinem Fall anaerob gelagert oder auf die Deponie gebracht. Der entsorgte Restabfall (Störstoffe) wird thermisch behandelt, auch hier fallen keine Methanemissionen an.

5.4.6 Gesamte Emissionen

Tabelle 19 fasst nochmals alle Treibhausgasemissionen aus den verschiedenen Quellen zusammen. Aufsummiert errechnen sich Emissionen von 340.564 kg bzw. von rund 340,6 t CO₂-Äquivalenten.

	kg CO ₂ -Äquivalente
Emissionen aus dem Transport	24.703
Emissionen aus dem Stromverbrauch	6.556
Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch	108.615
Emissionen aus der Kompostierung	200.690
Emissionen aus dem entsorgten Sickerwasser	0
gesamte Emissionen	340.564

Tabelle 19: Zusammenfassende Darstellung aller Emissionen der österreichischen Kompostanlage (Inputmenge: 23.757 t FM)

Die Emissionen pro t Ausgangsmaterial (FM) betragen 14,3 kg CO₂-Äquivalente, pro t Kompost (FM) sind es 35,7 kg CO₂-Äquivalente.

6. Sensitivitätsanalyse: Berechnung der Emissionen mit abgeänderten Parametern

Zur Abschätzung des Einflusses der getroffenen Annahmen auf die Gesamtemissionen werden Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Dazu werden die Berechnungen mit jeweils einem veränderten Faktor wiederholt.

6.1 Transport

6.1.1 Transportdistanz

Es wird angenommen, dass sich die Transportdistanz um 50 % erhöht, das heißt, für die Anlieferung beträgt die durchschnittliche Distanz 12 km, für die Ausbringung auf das Feld und den Transport des Restabfalls 19,5 km und für den Transport des Sickerwassers 0,75 km. Das führt zu Emissionen von 37.054 kg CO₂-Äquivalenten, das ist eine Erhöhung um ca. 12.351 kg CO₂-Äquivalentemissionen oder rund + 3,6 % bezogen auf die ursprünglichen Emissionen von 340.564 kg CO₂-Äquivalenten.

Wenn sich bei ansonsten gleich bleibenden Parametern die durchschnittliche Distanz für die Anlieferung des Ausgangsmaterials auf das Doppelte (16 km) erhöht, so erhöhen sich die Emissionen um ca. 14.850 kg CO₂-Äquivalente, das entspricht einem Plus von rund 4,4 % zum ursprünglich berechneten Szenario.

Eine Verringerung der Transportdistanzen ist eher unwahrscheinlich, da Ausgangsmaterial in den angelieferten Mengen nicht aus einem kleineren Umkreis bezogen werden kann.

6.1.2 Emissionsfaktor

In den „IPCC-Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“ (IPCC, 2009) gibt es keinen Default-Wert pro km, sondern nur pro TJ für Diesel in der Höhe von 74.100 kg CO₂/TJ. Nach der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. ist der Heizwert von Diesel 35,87 MJ/l (FNR, 2009). Dadurch errechnet sich ein Emissionsfaktor von rund 2,66 kg CO₂ pro l Diesel. Der Emissionsfaktor von Diesel für CH₄ und N₂O ist je 3,9 kg/TJ. Bei Einbeziehung dieser Emissionen erhöht sich der Emissionsfaktor pro l Diesel geringfügig auf 2,7 kg CO₂-Äquivalente. Wenn die Transportdistanzen analog zu Formel 1 berechnet werden, so machen sie insgesamt 35.127,8 km im Jahr 2008 aus. KLINGENBRUNNER (2009) gibt für seine LKWs einen Verbrauch von 45-50 l Diesel pro 100 km an. Mit dem Mittelwert von 47,5 l/100 km errechnet sich ein Verbrauch von 16.685,7 l Diesel für alle Transportaktivitäten. Multipliziert mit dem Emissionsfaktor ergibt das Emissionen von rund 45.120 kg CO₂-Äquivalenten. Diese sind rund 180 % höher als die vorher errechneten Transportemissionen in der Höhe von 24.703 kg CO₂. Das Gesamtergebnis verändert sich um + 6 %.

Da die CO₂-Emissionsfaktoren auf dem Kohlenstoffgehalt des Treibstoffs basieren (IPCC, 2009), scheinen nur die direkten Emissionen aus der Verbrennung auf und nicht jene aus den Vorketten.

6.2 Treibstoff

Für die österreichische Kompostanlage ist es interessant, die Emissionen bei ausschließlicher Verwendung von Diesel als Kraftstoff für die Maschinen am Kompostplatz zu berechnen. Wenn der gesamte Treibstoffverbrauch von 43.215 l nur mit Diesel gedeckt wird, so ergeben sich daraus Emissionen von 133.967 kg CO₂-Äquivalenten, das ist eine Erhöhung um ca. 25.350 kg im Vergleich zur Verwendung von ca. 40 % Sonnenblumenöl. Die Gesamtemissionen erhöhen sich auf 365,9 t CO₂-Äquivalente, das sind rund 7,4 % mehr.

Wenn hingegen nur Pflanzenöl als Treibstoff verwendet wird, werden 71.983 kg CO₂-Äquivalente emittiert, das sind 36.632 kg weniger als bei der Verwendung von ca. 60 % Diesel. Die gesamten Emissionen betragen dann 303,9 t CO₂-Äquivalente und verringern sich um rund 10,8 %.

Wenn nur Diesel verwendet wird und für diesen der Default-Emissionsfaktor des IPCC für „off-road“-Aktivitäten (74.100 kg CO₂/TJ), so errechnen sich wie im Kapitel 6.1.2 angeführt Emissionen aus dem Treibstoff in der Höhe von 114.864 kg CO₂. Diese sind niedriger als die vorher berechneten – der Emissionsfaktor ist aufgrund der nicht einbezogenen Vorketten geringer. Die Auswirkungen auf das Gesamtergebnis (nun 346.813 kg CO₂-Äquivalente) sind kleiner als + 2 %.

6.3 Methanemissionsfaktoren

Nach AMLINGER et al. (2008) soll die Angabe der Emissionsfaktoren in kg oder g pro Mg Inputmaterial (Frischmasse) erfolgen. Als Grund dafür nennen die Autoren, dass bei der Verwendung anderer Größen wie Trockenmasse oder Fläche (m²) zusätzliche Unsicherheitsfaktoren einfließen, da diese Informationen oft nicht bekannt oder dokumentiert sind. Aus diesem Grund werden nur Publikationen berücksichtigt, die die Emissionen auch auf dieser Basis angeben oder aus denen sich diese leicht errechnen lassen.

Für die Emissionberechnung für die österreichische Kompostanlage wurde der höchste von AMLINGER und PEYR (2003) ermittelte Wert verwendet. Dieser beträgt 0,604 kg CH₄/t FM. Wenn stattdessen der von der IPCC angegebene Default-Wert von 4 g/kg FM bzw. 4 kg/t FM verwendet wird, so errechnen sich Methanemissionen aus der Kompostierung in der Höhe von ca. 63.290 kg Methan, in CO₂-Äquivalente umgerechnet sind das 1.329.073 kg. Dies führt zu Gesamtemissionen von 1.468,9 t CO₂-Äquivalenten, was gegenüber den ursprünglichen 340,6 t CO₂-Äquivalentemissionen eine Steigerung um mehr als das 4,3-fache bedeutet!

Für den Bioabfallkompost-2 ermittelten AMLINGER und PEYR (2003) einen Emissionsfaktor von 243 g/t FM. Mit diesem Faktor errechnen sich Emissionen in der Höhe von 3.845 kg Methan oder 80.741 kg CO₂-Äquivalenten. Die Gesamtemissionen betragen rund 220,6 t, das sind rund 35 % weniger als bei den ursprünglich errechneten Emissionen.

AMLINGER (2009) hält bei österreichischen Verhältnissen eine Bandbreite der Methanemissionen von 100 bis 600 g/t Frischmaterial für realistisch. Rechnet man mit 0,1 kg Methan/t FM als Minimalwert, so werden 1.582 kg Methan bei der Kompostierung emittiert, das sind ca. 33.227 kg CO₂-Äquivalente. Die gesamten Emissionen belaufen sich somit auf rund 173,1 t CO₂-Äquivalente, das sind ca. 51 % der ursprünglich berechneten 340 t.

Das Institut für Abfallwirtschaft der BOKU (LINZNER et al., 2005) verwendete nach einer Literaturrecherche für seine Berechnung der klimarelevanten Emissionen offener Mietensysteme einen Emissionsfaktor von 0,65 kg CH₄/t FM. Das ist der Mittelwert des Bereiches von 0,3 bis 1,0 kg CH₄/t FM, der von den Autoren bei einer guten Struktur als realistisch angesehen wird. Bei der Verwendung dieses Faktors ergeben sich Methanemissionen von 10.284 kg bzw. 215.974 kg CO₂-Äquivalente und Gesamtemissionen in der Höhe von 355,8 t CO₂-Äquivalenten, das sind 104,5 % der ursprünglich errechneten Emissionen.

Wird der Methanemissionsfaktor auf das gesamte Ausgangsmaterial angewendet und nicht nur auf 2/3, so ergeben sich mit den unterschiedlichen Emissionsfaktoren die in Tabelle 20 angeführten Emissionen für das Jahr 2008.

Emissionsfaktor	Methanemissionen (kg)	CO ₂ -Äquivalente (kg)	gesamte Emissionen der Kompostanlage (kg)	% der ursprünglich errechneten Emissionen (340,5 t)
0,604 kg/t FM	14.349,3	301.336,3	441.210,1	129,6%
4 kg/t FM	95.028,8	1.995.604,8	2.135.478,6	627,0%
0,1 kg/t FM	2.375,7	49.890,1	189.763,9	55,7%
0,243 kg/t FM	5773,0	121.233,0	261.106,8	76,7%
0,65 kg/t FM	15.442,2	324.285,8	464.159,6	136,3%

Tabelle 20: berechnete Emissionen bei Verwendung des Emissionsfaktors für das gesamte Ausgangsmaterial

Selbst unter den ungünstigsten in der Literatur für Österreich gefundenen Emissionswerten ergeben sich für die offene Mietenkompostierung deutlich geringere Emissionen als nach den IPCC Default-Werten.

6.4 Sickerwasser

Wird das Sickerwasser nicht in eine Kläranlage gebracht oder ist die Kläranlage nicht gut geführt, so errechnen sich höhere Emissionen. Bei Verwendung des durchschnittlichen chemischen Sauerstoffbedarfes von 0,002117 t/m³ Sickerwasser ergibt sich als niedrigste Methanemission 356 kg CO₂-Äquivalente bei einer Einleitung des Sickerwassers ins Meer oder in einen Fluss oder See (dieser Entsorgungsweg ist aber auf Grund anderer Emissionskategorien (Eutrophierungspotential) abzulehnen). Die höchsten Emissionen von 2.849 kg CO₂-Äquivalenten verursachen die Maßnahmen „Schlammfäulung ohne Methanrückgewinnung“, „Faulbehälter ohne Methanrückgewinnung“ und „tiefer Faulteich“. Dazwischen liegen der „seichte Faulteich“ (712 kg CO₂-Äquivalente) die „schlecht geführte oder überladene aerobe Behandlung“ (1.068 kg CO₂-Äquivalente) und das „Faulsystem“ mit 1.781 kg CO₂-Äquivalenten.

Bei der Verwendung des kleinsten erhobenen CSB von $0,001006 \text{ t/m}^3$ ergibt sich die geringste Emission in der Höhe von 169 kg CO_2 -Äquivalenten bei der Einleitung in ein Gewässer und die höchsten Emissionen (je 1.354 kg CO_2 -Äquivalente) bei den Maßnahmen „Schlammfaulung ohne Methanrückgewinnung“, „Faulbehälter ohne Methanrückgewinnung“ und „tiefer Faulteich“.

Wird hingegen der höchste erhobene CSB von $0,004098 \text{ t/m}^3$ eingesetzt, so betragen die Emissionen – außer bei einer gut geführten aeroben Behandlung – im besten Fall 689 kg CO_2 -Äquivalente und im schlechtesten Fall 5.517 kg CO_2 -Äquivalente.

Auf die gesamten Emissionen haben die unterschiedlichen Abwasserbehandlungsverfahren oder Entsorgungswege bei einer gleichbleibend geringen Menge an zu entsorgendem Sickerwasser kaum Einfluss, die Erhöhungen bewegen sich meist im Zehntelprozentbereich bzw. unter 2% .

Wenn jährlich 1.000 m^3 Sickerwasser mit einem CSB-Wert von $2.117 \text{ mg O}_2/\text{l}$ entsorgt werden müssen, bewegen sich die Emissionen je nach Behandlungsverfahren bzw. Entsorgungsweg zwischen 1.916 kg und 15.325 kg CO_2 -Äquivalenten bzw. liegen bei 0 für eine gut geführte, aerobe Behandlung. Die Auswirkungen auf das Gesamtergebnis liegen im Bereich unter $+5 \%$.

Eine Ausbringung in der Landwirtschaft, wie sie auch im „Stand der Technik der Kompostierung“ als Verwertungsmöglichkeit angeführt wird (AMLINGER et al., 2005), ist in der CDM-Methodologie AMS III.F. nicht vorgesehen! Diese Ausbringung verursacht keine Methanemissionen, nutzt aber das Nährstoffpotential des Sickerwassers. In den IPCC-Guidelines kommt die Möglichkeit einer Ausbringung von Abwasser hingegen vor, da die Lachgasemissionen aus der Aufbringung von Abwasser auf landwirtschaftliche Flächen im Sektor Landwirtschaft, Forstwirtschaft und andere Landnutzung berücksichtigt werden (IPCC, 2009).

7. Berechnung der Emissionen für die peruanische Kompostanlage

7.1 Anlagenstandort

Die fiktive Kompostanlage befindet sich in San Ramón. San Ramón liegt in der Region Junín in der Nähe der Stadt La Merced, der Hauptstadt der Provinz Chanchamayo. Die Stadt liegt auf einer Seehöhe von rund 770 m und hat ca. 22.850 Einwohner (JIMENEZ J. E., 2009). Sie hat die Koordinaten 11° 7' 17" S und 75° 21' 31" W (GOOGLE, 2009).

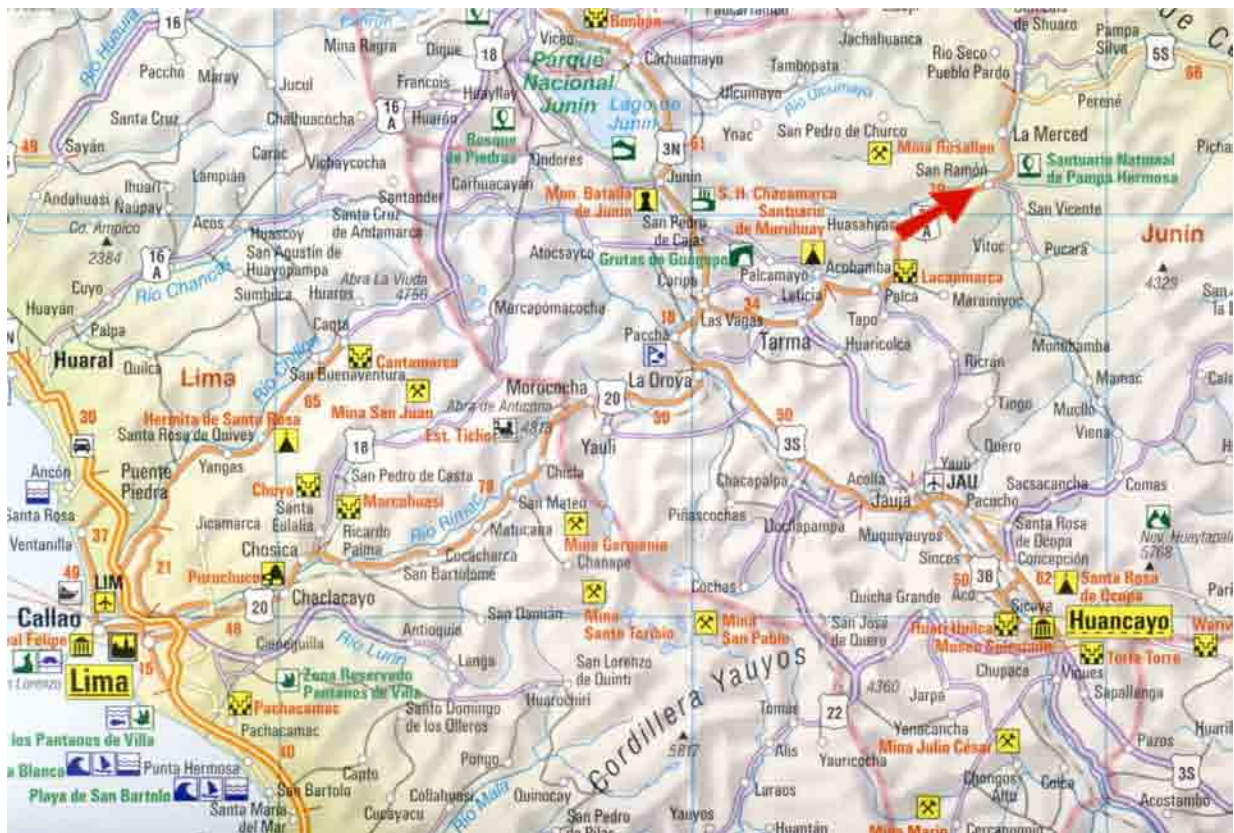


Abbildung 1: Karte von Peru mit Projektstandort (Quelle: Peru. Reisekarte 1:1.750.000, Kunth o.J.)

7.2 Dauer des Projektes

Das Projekt startet am 1. Jänner 2010 und läuft über 10 Jahre bis zum 31.12.2019. Die Bioabfallmengen und deren Zusammensetzung werden als gleichbleibend angenommen.

7.3 Beschreibung der Anlage

Die Kompostanlage befindet sich direkt neben der Deponie und die dortigen Umkleideräume, Sanitäreinrichtungen usw. werden mitbenutzt.

Da die geschätzten Bioabfallmengen nicht sehr hoch sind, wird eine kleine Anlage mit einer geringen Maschinen- und Geräteausstattung (siehe Tabelle 21) geplant.

Stk.	Bezeichnung
1	Radlader
1	mobiler Schredder
1	Traktor
1	Vakuumfass (10 m ³)
1	Durchwurfsieb
1	Anhänger

Tabelle 21: Ausstattung der Kompostanlage mit Maschinen und Geräten

Der mobile Schredder wird idealerweise von mehreren Kompostierungsunternehmen bzw. -initiativen gemeinsam angeschafft und genützt.

Die 8-wöchige Intensivrotte findet auf einer befestigten und wasserdichten, leicht geneigten Rottefläche statt, dafür sind 6.240 m² nötig (BINNER, 2009). Die Nachrotte findet zum Teil auf einer befestigten Fläche statt (8 Wochen), auf der der Kompost noch umgesetzt wird, die restliche Zeit reift der Kompost auf einer unbefestigten Fläche.

7.4 Kompostierungssystem

Da auf der Anlage in Peru deutlich weniger Ausgangsmaterial verwendet wird als in der betrachteten österreichischen Anlage und das Tafelmietensystem wegen der ungünstigen Abmessungen nicht angewendet werden soll, wird hier eine offene Mietenkompostierung mit Dreiecksmieten durchgeführt. Dreiecksmieten haben ein günstiges Oberflächen-/Volumenverhältnis und bieten dadurch verhältnismäßig gute Voraussetzungen für aerobe Rotteverhältnisse (HELM, 1995). Die Dreiecksmieten haben eine Höhe von 1,3 m und sind 2,5 m breit, die Länge kann variiert werden.

Zweimal pro Woche wird eine neue Miete (Länge ca. 130 m) aus Bioabfall und Strukturmaterial mit dem Radlader aufgesetzt. Der Strukturmaterialanteil von 50 Gewichtsprozent soll für eine ausreichende Belüftung sorgen. Da die Anlage relativ klein ist, wird aus Kostengründen auf ein Umsetzgerät verzichtet. Das Umsetzen der Mieten erfolgt mit einem Radlader. Dadurch wird nicht unbedingt ein ausreichender Mischeffekt erreicht (HELM, 1995), deshalb wird eine Gesamtrottedauer von 20 Wochen angenommen. Umgesetzt wird in den ersten 8 Wochen 2 x pro Woche und in den nächsten 8 Wochen rund 1 x pro Woche, danach liegt der Kompost noch 4 Wochen ohne Umsetzen auf der Nachrotte. Das heißt, dass jede Miete rund 24 Mal umgesetzt wird.

Nach Abschluss der Rotte wird der fertige Kompost händisch mithilfe eines Durchwurfsiebtes abgesiebt. Der Siebrest wird dem frischen Ausgangsmaterial beim Aufsetzen der Miete wieder zugesetzt.

7.5 Verwendete Daten

7.5.1 Ausgangsmaterial

In San Ramón fallen pro Jahr ca. 5.700 t Abfall an. Es wurde festgestellt, dass davon rund 70 % organische Abfälle sind (JIMENEZ J. E., 2009). Durch eine getrennte Sammlung (diese wird derzeit aufgebaut) kann ca. die Hälfte des Abfalls abgeschöpft und der Kompostierung zugeführt werden, das sind 2.850 t jährlich. Um eine ordnungsgemäße Kompostierung gewährleisten zu können, werden 50 Gewichtsprozent Strukturmaterial eingesetzt. Das macht in Summe 5.700 t Ausgangsmaterial. Bei einer angenommenen Dichte von 600 kg/m^3 sind das ca. 9.500 m^3 .

7.5.2 Produzierter Kompost

Wenn analog zur österreichischen Anlage ein Rotteverlust (inklusive Abscheidung des Siebrestes) von 42 Gewichts-% angenommen wird, so errechnet sich eine Menge von ca. 3.300 t produziertem Bioabfallkompost jährlich.

7.5.3 Reststoffe

Der Störstoffanteil bei der österreichischen Kompostanlage liegt bei ca. 0,5 %. Wird dieser Wert übertragen, so fallen auf der peruanischen Kompostanlage jährlich rund 29 t Störstoffe an. Die Reststoffe setzen sich zu 90 % aus Kunststoffen, Glas, Metall und anderem inerten Abfall und zu 10 % aus Holzstückchen zusammen. (Wegen der händischen Siebung wird ein geringerer Anteil an Holz angenommen als auf der österreichischen Anlage.) Sie werden auf der Deponie neben der Kompostanlage abgelagert.

7.5.4 Sickerwasser und dessen chemischer Sauerstoffbedarf

Das anfallende Sickerwasser wird in einem Becken gesammelt und bei Bedarf zur Bewässerung der Mieten verwendet. Überschüssiges Wasser wird in der Landwirtschaft ausgebracht oder in einen Fluss eingeleitet.

Die Fläche für die Intensivrottephase muss nach der Berechnung von BINNER (2009) insgesamt 6.600 m^2 umfassen. Die 16 Mieten belegen davon rund 4.980 m^2 . Zwischen den Mieten befinden sich „Gassen“ mit einer Breite von 0,5 m, im Außenbereich werden je 2 m breite Abstände eingehalten, daraus ergeben sich 1.640 m^2 freie Fläche.

Nach BINNER (2009) wird für die freie Fläche ein Abfluss von 100 % des Niederschlages angenommen und von der Fläche, die mit Kompostmieten belegt ist, fließen 10 % des Niederschlages ab. Baulich wird die Anlage so ausgeführt, dass das Niederschlagswasser von den Fahrflächen nach außen abgeleitet wird. Dieses nicht kontaminierte Wasser (es ist nicht mit dem Rottegut in Berührung gekommen) wird in einen Fluss eingeleitet. Das restliche Niederschlagswasser von den

Fahrflächen zwischen den Mieten und das Sickerwasser aus den Mieten werden in einem Becken gesammelt und zur Bewässerung der Mieten oder zur Ausbringung in der Landwirtschaft verwendet. Der Anteil des Sickerwassers aus dem Rottegut (endogenes Sickerwasser) kann bei Verfahren mit mehr als 20 Volumprozent Strukturmaterialanteil vernachlässigt werden (GRONAUER et al., 1997), deshalb wird dieser Anteil hier nicht berücksichtigt.

Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt 1.340 mm angenommen. Daraus errechnet sich für die Intensivrottefläche ein Sickerwasservolumen von 2.860 m³. Von den Fahrflächen im Außenbereich (690 m²) werden pro Jahr rund 920 m³ Niederschlagswasser direkt in einen Fluss eingeleitet. Niederschlagswasser von befestigten Flächen hat niedrige Schwermetall- und Nährstoffkonzentrationen und ist nur „leicht verschmutzt“ (GRONAUER et al., 1997), deshalb werden die möglicherweise entstehenden Methanemissionen hier vernachlässigt. Ins Sammelbecken geleitet werden etwa 1.940 m³ pro Jahr, davon stammen rund 670 m³ aus den Mieten und 1.270 m³ von den befestigten Flächen. Das Sickerwasser aus dem Becken wird in der Intensivrottephase zur Befeuchtung der Mieten verwendet und in den Sommermonaten (Mai bis September) in der Landwirtschaft auf den Feldern ausgebracht. Es wird angenommen, dass ca. 40 % des Sickerwassers in der Landwirtschaft ausgebracht werden, 40 % für die Rückbefeuchtung der Mieten gebraucht werden (je 780 m³) und 20 % (390 m³) bei Starkregenereignissen (durch die starke Verdünnung nur gering kontaminiert) über einen Überlauf des Beckens in den Fluss geleitet werden.

Für den chemischen Sauerstoffbedarf des Sickerwassers wird der Mittelwert der österreichischen Anlage (2.117 mg O₂/l) übernommen.

7.5.5 Transportdistanzen

7.5.5.1 Distanz Deponie - Kompostanlage

Da die Kompostanlage direkt neben der Deponie liegt, ist die Distanz für die Anlieferung des Bioabfalls und für die Entsorgung des Restabfalls 0 km.

7.5.5.2 Distanz Kompostanlage - Ausbringung Kompost

Die Distanz für die Kompostausbringung wird auf 8 km geschätzt (JIMENEZ J.E., 2009).

7.5.5.3 Distanz Kompostanlage - Ort der Sickerwasserentsorgung

Für die Ausbringung des Sickerwassers in der Landwirtschaft werden ebenfalls 8 km Transportdistanz angenommen.

7.5.6 Transportkapazitäten

7.5.6.1 Anlieferung

Die Kapazität pro Anlieferung wird kleiner angenommen als jene in Österreich und auf 6 t/Fuhre geschätzt.

7.5.6.2 Ausbringung des Komposts

Es wird angenommen, dass für die Ausbringung des Komposts auf den Feldern ein 2-Achsanhänger verwendet wird. Von diesem wird der Kompost bei der Fahrt über das Feld von den Landwirten/Arbeitern hinuntergeschaufelt. Ein Anhänger mit 10 m³ Ladevolumen fasst ungefähr 7,5 t Kompost.

7.5.6.3 Restabfall, Störstoffe

Störstoffe und Restabfall von der Kompostanlage werden laufend in kleinen Mengen auf die Deponie gebracht, dazu wird kein motorisiertes Fahrzeug verwendet.

7.5.6.4 Sickerwasser

Für die Ausbringung des Sickerwassers wird das Vakuumfass mit einem Fassungsvermögen von 10 m³ verwendet.

7.5.7 Energiebedarf der Kompostierung

7.5.7.1 Stromverbrauch

Alle Maschinen werden mit Diesel betrieben. Da die Aufenthaltsräume und Sanitäreinrichtungen der Deponieanlage mitbenutzt werden, wird deren Strombedarf hier nicht berücksichtigt.

7.5.7.2 Treibstoffverbrauch

Für die Berechnung des Treibstoffverbrauches wurden die Angaben von KLINGENBRUNNER (2009) entsprechend angepasst (siehe Tabelle 22).

	Anteil	Arbeitsgänge	Mh/1000t	Treibstoff (l/h)	Treibstoffverbrauch (l)	Maschinen
Zerkleinerung Strukturmaterial	50%	1	40,0	37,0	740,0	Schredder, Radlader
Abmischen	100%	1	25,0	13,0	325,0	Radlader
Umsetzen mit Radlader	80%	24	11,0	13,0	2.745,6	Radlader
Bewässern	100%	4	1,5	8,0	48,0	Traktor mit Vakuumfaß
Umlagern für Sieben und Verladen	60%	1	12,0	13,0	93,6	Radlader
Diesel gesamt (l)					3.952,2	

Tabelle 22: Treibstoffverbrauch im gesamten Kompostierungsprozess für Bioabfall je 1.000 t Inputmaterial (nach KLINGENBRUNNER, 2009)

Für 5.700 t Ausgangsmaterial werden rund 22.500 l Diesel verbraucht.

7.5.8 Emissionsfaktoren

7.5.8.1 Emissionsfaktor für den Transport

Unter Punkt 6.1.2 wurde schon mit den IPCC-Default-Werten ein Emissionsfaktor pro l Diesel errechnet. Dieser beträgt 2,7 kg CO₂/l Diesel. In diesem Faktor sind die Vorketten nicht enthalten, sie sollen aber ebenfalls berücksichtigt werden. Da die

Vorketten für Lateinamerika schwer zu ermitteln sind, werden die Emissionen für die Bereitstellung von Diesel in Österreich übernommen. Diese betragen 0,46 kg CO₂/l Diesel. Somit ergeben sich Emissionen von 3,16 kg CO₂/l. Für die LKWs in Peru wird wegen einer älteren Fahrzeugtechnik ein höherer Verbrauch von 50 l/100 km angenommen, daraus errechnet sich ein Emissionsfaktor von 1,58 kg CO₂/km.

7.5.8.2 *Emissionsfaktor für den Stromverbrauch*

Der Emissionsfaktor für den Stromverbrauch wird von dem peruanischen Small-Scale-Projekt „Santa Cruz I Hydro Power Plant“ übernommen, das ihn nach der Methodologie AMS I.D. berechnet hat. Die errechneten Emissionen für den Stromverbrauch betragen 0,47207 t CO₂/MWh (UNFCCC, 2009c).

7.5.8.3 *Emissionsfaktor für den Dieserverbrauch*

Als Emissionsfaktor für den Dieserverbrauch wird auch hier wieder der IPCC-Default-Wert verwendet, aber es werden auch die Vorketten (mit mitteleuropäischen Daten) einbezogen. Das bedeutet also, dass – wie unter Punkt 7.5.8.1 angeführt – pro l Diesel 3,16 kg CO₂ emittiert werden.

7.5.8.4 *CH₄-Emissionsfaktor für die Kompostierung*

Für den Emissionsfaktor für die Kompostierung wird der Wert 0,65 kg CH₄/t FM des Instituts für Abfallwirtschaft übernommen (LINZNER et al., 2005). Das Umsetzen mit dem Radlader führt zu einer schlechteren Rottetechnik.

7.5.9 Zusammenfassung der Daten

In Tabelle 23 werden alle Daten für die peruanische Kompostanlage noch einmal übersichtlich dargestellt.

Daten Kompostierung	
Inputmaterial Bioabfallkompost (t FM)	5.700
produzierter Bioabfallkompost (t FM)	3.300
entsorgte Störstoffe (t FM)	29
in der Landwirtschaft ausgebrachtes Sickerwasser (m ³)	780
entsorgtes Sickerwasser (m ³)	390
mittlerer CSB des Sickerwassers (t O ₂ /m ³)	0,0021168
Treibstoffverbrauch (l)	22.500
Stromverbrauch (kWh)	0
Daten Transport	
durchschnittliche Distanz Anlieferung Bioabfall (km)	0
durchschnittliche Distanz Ausbringung + Verkauf Kompost (km)	8
durchschnittliche Distanz Entsorgung Störstoffe (km)	0
durchschnittliche Distanz Ausbringung Sickerwasser (km)	8
durchschnittliche Kapazität Anlieferung (t)	6
durchschnittliche Kapazität Kompostausbringung (t)	7,5
Emissionsfaktoren	
EF Transport (kg CO ₂ -Äquivalente/km)	1,58
EF Kompostierung (t CH ₄ /t Bioabfall)	0,00065
EF Stromverbrauch (kg CO ₂ /kWh)	0,47207
EF Treibstoffverbrauch Diesel (t CO ₂ /l)	0,00316

Tabelle 23: Zusammenfassende Darstellung aller für die Berechnung relevanter Daten der peruanischen Kompostanlage und der Emissionsfaktoren

7.6 Emissionsberechnung

Die Berechnung der Emissionen aus der Projektstätigkeit wurde mittels Microsoft Excel durchgeführt.

7.6.1 Berechnung der Emissionen aus dem Transport

Bei den Transportemissionen werden für die peruanische Anlage die Emissionen für die Ausbringung des Komposts und des Sickerwassers auf landwirtschaftlichen Flächen berechnet, da durch die Lage direkt neben der Deponie die anderen Distanzen 0 sind. Nach Formel 4 ergeben sich Emissionen in der Höhe von 6.548 kg CO₂-Äquivalenten.

7.6.2 Berechnung der Emissionen aus dem Strom- und Treibstoffverbrauch

Wie schon oben angeführt ist der Stromverbrauch 0, da alle Maschinen und Geräte mit Diesel betrieben werden und die bestehenden baulichen Anlagen der Deponie mitbenutzt werden

Die Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch betragen 71.100 kg CO₂-Äquivalente und errechnen sich aus 22.500 l Diesel und dem Emissionsfaktor 3,16 kg CO₂-Äquivalente/l Diesel.

7.6.3 Berechnung der Methanemissionen aus der Kompostierung

Es können vor Beginn der Projektstätigkeit keine Messungen der Mietenluft durchgeführt werden, deshalb wird das gesamte Ausgangsmaterial mit dem Emissionsfaktor von 0,65 kg CH₄/t Ausgangsmaterial multipliziert. Die nach Formel 5 berechneten Methanemissionen betragen 3.705 kg bzw. 77.805 kg CO₂-Äquivalente.

7.6.4 Berechnung der Emissionen des entsorgten Sickerwassers

390 m³ Sickerwasser aus der Kompostanlage werden pro Jahr in einen Fluss eingeleitet. Eingesetzt in Formel 6 führt das zu einem Ergebnis von 386 kg CO₂-Äquivalenten. Bei der Ausbringung des Sickerwassers auf landwirtschaftlichen Flächen wird kein Methan freigesetzt.

7.6.5 Gesamte Emissionen pro Jahr

Tabelle 24 fasst nochmals alle Treibhausgasemissionen aus den verschiedenen Quellen zusammen. Aufsummiert errechnen sich Emissionen von 155.839 kg bzw. von rund 155,8 t CO₂-Äquivalenten pro Jahr.

	kg CO ₂ -Äquivalente
Emissionen aus dem Transport	6.548
Emissionen aus dem Stromverbrauch	0
Emissionen aus dem Treibstoffverbrauch	71.100
Emissionen aus der Kompostierung	77.805
Emissionen aus dem entsorgten Sickerwasser	386
gesamte Emissionen	155.839

Tabelle 24: Zusammenfassende Darstellung aller Emissionen der peruanischen Kompostanlage (Inputmenge: 5.700 t FM)

Die Emissionen pro t Ausgangsmaterial (FM) betragen ca. 27 kg CO₂-Äquivalente, pro t Kompost (FM) sind es rund 47 kg CO₂-Äquivalente.

7.6.6 Berechnung der Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung/der Deponieentsorgung des Restabfalls/der Produkte der biologischen Behandlung

In Peru gibt es keine Abfallgebühren und der Betrieb der Kompostanlage muss ausschließlich durch den Verkauf des Kompostes finanziert werden. Deshalb wird davon ausgegangen, dass der gesamte Kompost auf Felder ausgebracht oder im Garten- und Landschaftsbau verwendet und nicht anaerob gelagert oder auf die Deponie gebracht wird.

Jährlich werden ca. 29 t an Störstoffen (Abfall) auf die Deponie gebracht. Davon sind geschätzt 3 t kleine Holzstücke, die restlichen 26 t sind Kunststoffe, Metall, Glas etc. Letztere sind inertes Material und werden nicht abgebaut.

Für die holzigen Abfälle wird der DOC_{wood} -Wert 43 % verwendet und der k_{wood} -Wert 0,035. Aus dem holzigen Abfall errechnen sich nach Formel 2 folgende Emissionen in den einzelnen Projektjahren (siehe Tabelle 25):

Jahr	Emissionen (kg CO ₂ -Äquivalente)
2010	241
2011	475
2012	700
2013	917
2014	1.127
2015	1.330
2016	1.525
2017	1.714
2018	1.897
2019	2.073

Tabelle 25: Emissionen aus dem anaeroben Abbau der auf der Deponie entsorgten Holzabfälle (3 t pro Jahr)

8. Berechnung des Baseline-Szenarios

Die Berechnung des Baseline-Szenarios wurde mittels Microsoft Excel durchgeführt. Die Methanemissionen, die auf der Deponie entstehen, wenn das organische Material nicht kompostiert wird, werden hier berechnet.

8.1 Verwendete Daten

8.1.1 Klima

Für die Auswahl der Abbaurate muss das Klima eingestuft werden. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge lag in den letzten Jahren bei 1.338,6 mm (SENAMHI, 2009) und die mittlere Jahrestemperatur wird auf rund 23 °C geschätzt (FAO, 2009 und FAO, 2009a). Damit wird das Klima als tropisch und nass eingestuft (UNFCCC, 2008a).

8.1.2 Deponie

Die Deponie wird als anaerobe, geordnete Deponie eingestuft. Sie wird mit einem methanoxidierenden Material abgedeckt. Der Methankorrekturfaktor ist somit 1,0 und der Oxidationsfaktor 0,1.

Methan wird auf der Deponie nicht erfasst und somit auch nicht abgefackelt oder in einer anderen Weise genutzt, f ist 0.

8.1.3 Abfall

Der Abfall wird als Frischmasse erfasst, alle Faktoren beziehen sich deshalb auf Frischmasse. Der Bioabfall wird in die Abfallkategorien (j)

- W_{food} : Lebensmittel, Lebensmittelabfälle und Tabak
- W_{garden} : Garten- und Parkabfälle

unterteilt.

8.1.4 Dauer

Wie schon unter 7.2 angeführt, läuft das Projekt 10 Jahre und endet am 31.12.2019; y (das Jahr, für das die Methanemissionen berechnet werden), hat also den Wert 2019 und x kann Werte von 2010 bis 2019 annehmen.

8.1.5 Verwendete Faktoren

Tabelle 26 enthält die für die Berechnung verwendeten Werte, die entsprechend der Vorgaben (UNFCCC, 2008a) ausgewählt wurden.

Abkürzung	Erläuterung	verwendeter Wert
f	Methananteil auf der Deponie, der erfasst, abgefackelt, verbrannt oder auf eine andere Art verwendet wird	0
OX	Oxidationsfaktor	0,1
MCF	Methankorrekturfaktor	1,0
$W_{\text{food},x}$	Menge an W_{food} , dessen Entsorgung auf der Deponie im Jahr x verhindert wird	2.850 t
$W_{\text{garden},x}$	Menge an W_{garden} , dessen Entsorgung auf der Deponie im Jahr x verhindert wird	2.850 t
DOC_{food}	Anteil an abbaubarem organischem Kohlenstoff in W_{food}	15
$\text{DOC}_{\text{garden}}$	Anteil an abbaubarem organischem Kohlenstoff in W_{garden}	20
k_{food}	Abbaurrate der Abfallkategorie W_{food}	0,40
k_{garden}	Abbaurrate der Abfallkategorie W_{garden}	0,17

Tabelle 26: Für die Berechnung der Baseline-Emissionen verwendete Werte (nach UNFCCC, 2008a)

8.2 geschätzte Methanemissionen

Mit den oben angeführten Daten errechnen sich nach Formel 2 die in Tabelle 27 angeführten Emissionen für die jeweiligen Jahre während der Projektlaufzeit.

Jahr (x)	geschätzte Emissionen (t CO ₂ -Äquivalente)
2010	1.304,4
2011	2.266,3
2012	2.985,0
2013	3.529,1
2014	3.946,4
2015	4.270,5
2016	4.525,2
2017	4.727,5
2018	4.889,8
2019	5.021,0

Tabelle 27: geschätzte Emissionen in den Jahren der Projektlaufzeit (Baseline-Szenario)

9. Abschätzung der Emissionsreduktion

In Tabelle 28 werden die geschätzten jährlichen Emissionsreduktionen berechnet. In der zweiten Spalte werden die jährlichen Projektemissionen aus dem Betrieb der Kompostanlage und die Emissionen aus dem anaeroben Abbau der auf der Deponie entsorgten Holzstückchen schon addiert angeführt.

Jahr	Abschätzung der Projektemissionen	Abschätzung der Baseline-Emissionen	Abschätzung der Emissionsreduktion
	(t CO ₂ -Äqu.)	(t CO ₂ -Äqu.)	(t CO ₂ -Äqu.)
2010	156,1	1.304,4	1.148,3
2011	156,3	2.266,3	2.110,0
2012	156,5	2.985,0	2.828,5
2013	156,8	3.529,1	3.372,4
2014	157,0	3.946,4	3.789,5
2015	157,2	4.270,5	4.113,4
2016	157,4	4.525,2	4.367,8
2017	157,6	4.727,5	4.570,0
2018	157,7	4.889,8	4.732,0
2019	157,9	5.021,0	4.863,1
gesamt (t CO ₂ -Äqu.)			35.894,9

Tabelle 28: geschätzte Emissionsreduktion in den Jahren der Projektlaufzeit

Aufsummiert werden während der 10jährigen Projektlaufzeit also knapp 35.900 t CO₂-Äquivalente eingespart.

In der Methodologie AMS III.F. werden die Baseline-Emissionen nach Formel 1 berechnet - in diese fließt noch ein, wie viel Methan auf der Deponie erfasst und verbrannt werden muss, um die gesetzlichen Vorschriften zu erfüllen. In Peru gibt es keine solchen Vorschriften, deshalb bleiben die Emissionsreduktionen in der gleichen Höhe (35.895 t CO₂-Äquivalenten) bestehen.

10. Kritische Betrachtung der CDM-Methodologie

10.1 Kompostierungssystem

Im Verfahren wird nicht berücksichtigt, welches Kompostierungssystem verwendet wird. Das System und das Management können aber einen großen Einfluss auf die Emissionen während der Kompostierung haben.

10.1.1 Geschlossene Kompostierungssysteme

10.1.1.1 *Geschlossene Kompostanlage mit belüfteten Tafelmieten*

GRONAUER et al. (1997) untersuchten unter anderem die Rohgas-Emissionen bei einer geschlossenen Kompostanlage mit belüfteten Tafelmieten. Sie erhoben CH₄-Emissionen von 5,91 kg/t Input-TM im Rohgas. Bei einem Wassergehalt von 68 % entspricht das 1,89 kg CH₄/t Input-FM. Berechnet man die Methanemissionen aus der Kompostierung mit diesem Faktor für das gesamte Ausgangsmaterial der österreichischen Anlage, so werden ca. 44.900 kg Methan freigesetzt. Die Reinigungsleistung der Kombination aus Abluftwäscher und Biofilter beträgt für Methan 15 % (GRONAUER et al., 1997), die Methanemissionen verringern sich damit auf 38.166 kg bzw. rund 801,5 t CO₂-Äquivalente. Die gesamten Emissionen der Kompostanlage betragen in diesem Fall rund 941 t CO₂-Äquivalente. Wenn die Emissionen analog zum ursprünglichen Beispiel für 66 % des Ausgangsmaterials berechnet werden, so werden 25.419 kg Methan nach der Abluftreinigung emittiert und die Gesamtemissionen steigen auf 673,7 t CO₂-Äquivalente. Das ist fast das Doppelte (198 %) der ursprünglich errechneten Emissionen für die österreichische Kompostanlage. Der Strombedarf für die Belüftung wurde hier noch nicht berücksichtigt. EDELMANN & SCHLEISS (2001) geben für eine voll geschlossene, automatisierte Kompostierung einen Bedarf an elektrischer Energie von 100 kWh pro Tonne verarbeitetes Material an. Damit errechnen sich Emissionen für den Stromverbrauch von 688,4 t CO₂-Äquivalenten, was die gesamten Emissionen auf 1.355,5 t CO₂-Äquivalente erhöht. Das ist nochmals eine Verdoppelung der vorher mit dem „ursprünglichen“ Stromverbrauch errechneten Emissionen und gegenüber den 340,5 t fast eine Vervielfachung!

10.1.1.2 *Geschlossener Tunnelreaktor*

LEINEMANN untersuchte 1998 die Emissionen der Kompostierung bei einer Hauptrotte in einem geschlossenen Tunnelreaktor und einer Nachrotte in offenen Mieten. 14 verschiedene Versuchsvarianten mit unterschiedlichen Mischungsverhältnissen von Bioabfall und Grünschnitt und 3 Varianten einer Mischung aus Klärschlamm und Holzhäckseln wurden durchgeführt. Die Hauptrotte dauerte zwischen 8 und 22 Tagen und wurde ungefähr wöchentlich umgesetzt, die Nachrotte lief über 12 Wochen mit 3-wöchigem Umsetzrhythmus. Das maximale Füllvolumen im Tunnelreaktor betrug 10 m³, das Ausgangsmaterial lag auf einer Zugmatte über einem Spaltenboden. Dadurch ergaben sich ein oberer und unterer Gasraum, die vom Belüftungssystem separat angesteuert werden konnten. Es erfolgte eine Druckbelüftung, die zugeführte Luft konnte mittels Wärmetauscher und

Frischlufteinspeisung konditioniert werden. Auch eine Berieselungseinrichtung für Frisch- oder Sickerwasser war vorhanden. Durch all diese Einrichtungen kann der Prozess gezielt gesteuert werden (LEINEMANN, 1998).

LEINEMANN (1998) ermittelte während der Hauptrotte auf 21 Tage normierte Methanmengen im Bereich von 9 bis 1.682 g/t TM. Während der Nachrotte ergaben sich Summen von 3,5 bis 659,8 g Methan/t TM. Über die gesamte Rotte betrachtet lagen die Minimalwerte der CH₄-Emissionen bei 13 g/t TM und die Maximalwerte bei 1.713 g/t TM. Für den Durchschnitt (ohne Klärschlammvarianten und ohne eine weitere Variante mit unterschiedlichem Nachrotteverfahren) gibt der Autor Emissionen von 575 g CH₄/t TM an. Das Rottematerial hatte im Tunnelreaktor einen Feuchtegehalt zwischen 50 und 60 %. Bei der Berechnung der CH₄-Emissionen pro t Frischmasse mit einem Feuchtegehalt von 55 % ergeben sich ca. 259 g CH₄/t FM. Bei Verwendung dieses Emissionsfaktors für das gesamte Ausgangsmaterial der österreichischen Anlage errechnen sich Methanemissionen von 6.147 kg bzw. 129.091 kg CO₂-Äquivalenten. Wenn 2/3 des Ausgangsmaterials mit diesem Faktor multipliziert werden, so betragen die Methanemissionen 4.094 kg bzw. 85.974 kg CO₂-Äquivalente, das sind nur 43 % der ursprünglichen Methanemissionen in der Höhe von 9.557 kg. Der geringere Methanemissionsfaktor lässt sich auf die gezielte Prozesssteuerung und die gute Belüftung des Rottematerials zurückführen, die die Bildung anaerober Zonen weitgehend verhindert haben. Die gesamten Emissionen betragen 225,8 t CO₂-Äquivalente und sind 66 % der ursprünglich für die österreichische Anlage errechneten Emissionen.

WELLACHER (2009) gibt als Energieverbrauch für die Tunnelrotte von Restabfall in Österreich (ohne Radlader und ohne Aufbereitung) für verschiedene Anlagen folgende Werte an:

Abfallmenge, Baujahr	[kWh/Mg]	Beschreibung
41.000 Mg/a BJ 2003	54	Automatischer Eintrag, Radladerentleerung
18.000 Mg/a BJ 2003	74	Radladerbefüllung und -entleerung
8.000 Mg/a BJ 1995	52	Radladerbefüllung, automatischer Austrag

Tabelle 29: Energieverbrauch von Tunnelrotteanlagen für die Restabfallkompostierung in Österreich (WELLACHER, 2009)

Bei Verwendung des kleinsten Wertes (52 kWh/Mg) würde eine Tunnelrotte bei der hier betrachteten (Bio-)Abfallmenge von 23.757,2 t zu einem Stromverbrauch von rund 1,24 Millionen kWh im Jahr 2008 führen. Daraus errechnen sich Emissionen von knapp 358 t CO₂-Äquivalenten für die Tunnelrotte. Diese erhöhen sich bei Berücksichtigung des Strombedarfes für die Aufbereitung, Sanitärräume usw. noch etwas, diese Werte sind aber schwer abzuschätzen und fließen nicht in die Berechnung ein. Die gesamten Emissionen der Anlage inklusive Strombedarf für die Tunnelrotte belaufen sich auf rund 577,3 t CO₂-Äquivalente und sind somit deutlich höher als die vorhin errechneten Emissionen von 225,8 t.

Anmerkung: In Entwicklungsländern sind technisch einfachere Systeme, also offene Kompostierungssysteme, von Vorteil. DIAZ et al. (2007) führen in ihren Richtlinien zur Auswahl eines Kompostierungssystems zuallererst an, dass ein System nicht technisch kompliziert sein muss, um erfolgreich zu sein. Zweitens soll das anzuwendende System zu den Arbeits- und Wirtschaftsbedingungen passen, unter welchen es verwendet wird. Unter den Bedingungen in nicht industrialisierten

Ländern fallen komplexe mechanische Kompostanlagen bald aus, da es einen Mangel an Facharbeitern, ausreichender Wartung und Ersatzteilen gibt. Ein einfaches, arbeitsintensives System ist zudem bei einer hohen Arbeitslosigkeit zweckmäßiger als ein hochkomplexes System (DIAZ et al., 2007).

10.1.2 Offene Kompostierungssysteme

Wie schon in Kapitel 3.3.1 beschrieben, gibt es bei den offenen Kompostierungssystemen sehr viele verschiedene Varianten. Da es nicht zu allen Varianten einschlägige Untersuchungen gibt, soll hier nur auf wichtige, die Emissionen beeinflussende Faktoren eingegangen werden. Da die meisten Untersuchungen bei der Kompostierung von Mist durchgeführt wurden, sind die ermittelten Emissionen aufgrund der unterschiedlichen Ausgangsmaterialien nicht unmittelbar mit jenen für die Bioabfallkompostierung vergleichbar. Die bei den genannten Untersuchungen verwendeten (Mess-)Methoden sind unterschiedlich. Daher sind die Absolutwerte der Erhebungen nicht vergleichbar. So wird durch Lanzenmessungen beispielsweise nur die Methankonzentration in der Mietenluft festgestellt, das lässt aber keine Aussage darüber zu, wie viel Methan tatsächlich emittiert wird. Bei Abluftmessungen treten hohe Streubreiten auf. Es werden daher keine vergleichenden Rechnungen durchgeführt. Da aber für die in den einzelnen Untersuchungen angestellten Vergleiche für alle untersuchten Varianten immer die gleiche Methode verwendet wurde, können aus den Ergebnissen Tendenzen abgeleitet werden.

10.1.2.1 Mietengröße

FUKUMOTO et al. (2003) untersuchten die Ammoniak-, Lachgas- und Methanemissionen während der Kompostierung von Schweinemist bei unterschiedlichen Mietengrößen. Dazu mischten sie frischen Schweinemist mit Sägemehl und setzten einen kleinen Haufen (320 kg FM, 0,7 m Höhe, 1,4 m Durchmesser) und einen großen Haufen (780 kg, 0,9 m Höhe, 2 m Durchmesser) in Emissionsmesskammern auf. Das Material wurde in ein- bis zweiwöchigen Abstand umgesetzt. Die Autoren ermittelten signifikante Unterschiede in den Emissionsmustern zwischen den unterschiedlichen Mietengrößen. Der große Haufen emittierte höhere Mengen an Gasen, nicht nur insgesamt, sondern auch umgerechnet auf g NH₃ bzw. N₂O pro kg gesamtem Stickstoff (N) und g CH₄ pro kg organischer Substanz (OM) im Ausgangsmaterial. So betrugen die Lachgasemissionen 37,2 g N₂O-N/kg gesamt N für den kleinen Haufen und 46,5 g N₂O-N/kg gesamt N für den großen Haufen bzw. 1,0 g CH₄/kg OM für den kleinen Haufen und 1,9 g CH₄/kg OM für den großen Haufen. Größere Abmessungen der Miete oder des Haufens erhöhen die Emissionen von Lachgas und Methan bei natürlich belüfteten Mieten stark, da sich die Anzahl und die Größe anaerober Stellen in der Kompostmiete erhöhen.

In großen Bioabfall-Kompostmieten ermittelten BECK-FRIIS et al. (2000) höhere Methankonzentrationen in der Mietenluft als in einem kleinen Kompostmieten. Ab der 6. Woche lagen die Methananteile in der Mietenluft des kleinen Haufens oft unter der Erfassungsgrenze. Auch die Emissionen (hier pro m² und Tag erhoben) waren bei dem kleinen Haufen geringer.

10.1.2.2 Umsetzen

LOPEZ-REAL und BAPTISTA (1996) beschäftigten sich mit den Methanemissionen bei Anwendung verschiedener Kompostierungsverfahren für Rindermist. Die 3 Verfahren waren „minimale Intervention“, das heißt, ein einfacher Miststapel ohne jede Bearbeitung; „Mietenkompostierung“ mit regelmäßigem Umsetzen und „Zwangsbelüftung“ (mit einmaligem Umsetzen). Die Experimente dauerten je 6 Wochen, die Gasproben wurden mittels Nyhlonschläuchen und Trichtern aus den Kompostmieten entnommen bzw. beim Versuch „minimale Intervention“ aus einer Metallbox, die oben auf der Miete stand. Anschließend wurde die Methankonzentration in den Gasproben analysiert. Die Autoren stellten fest, dass das Methanniveau in den Gasproben aus dem Versuch „minimale Intervention“ signifikant höher war als in den anderen beiden Versuchen. Sie folgern, dass die Verfahren „Mietenkompostierung“ und „Zwangsbelüftung“ die Methanbildung drastisch reduzieren.

Auch BOXBERGER et al. (1997) untersuchten die Emissionen während der Festmistlagerung und -kompostierung und verglichen über 80 Tage die anaerobe Stapelmistlagerung mit der aeroben Kompostierung. Sie stellten beim Stapelmist höhere Emissionen an Methan und Distickstoffoxid fest als bei der Variante, die sieben Mal umgesetzt wurde. Vor allem beim Methan sind die Unterschiede mit 10 x höheren Emissionen beim Stapelmist (1.500 g CH₄/t FM) deutlich, die Lachgasemissionen lagen bei ca. 75 g/t FM für den Stapelmist und ca. 50 g/t FM für die Kompostierung.

HAO et al. (2001) verglichen passiv belüftete Kompostmieten und umgesetzte Mieten aus dem Ausgangsmaterial Rindermist (inklusive Stroh). Die passiv belüfteten Mieten hatten folgenden Aufbau: Auf einer 15 cm dicken Kompostschicht lagen waagrecht perforierte Stahlrohre mit 10 cm Durchmesser in einem Abstand von 45 cm. Über diesen wurde der Rindermist zu einer Miete aufgesetzt. Den Abschluss bildete eine 15 cm dicke Schicht aus Kompost. Die umgesetzten Mieten (ohne Belüftungsrohre) wurden innerhalb der 99-tägigen Versuchsphase 6 x umgesetzt. Nach 99 Tagen wurde das Material aus beiden Mieten separat für die Nachrotte aufgesetzt, in der es ca. 2 Monate lag. Die Gasemissionen wurden mithilfe einer Emissionsmesszelle (abgeänderte „Vented-Chamber-Methode“) erfasst und anschließend untersucht. Die Autoren stellten bei den passiv belüfteten Kompostmieten geringere Emissionen an Kohlendioxid, Methan (nicht signifikant geringer) und Distickstoffoxid fest als bei den umgesetzten Mieten. Allerdings war bei den passiv belüfteten Mieten der biologische Abbau reduziert (HAO et al., 2001). Dies zeigt sich auch an den signifikant geringeren Masseverlusten der passiv belüfteten Mieten (36,6 %) im Gegensatz zu den umgesetzten Mieten (64,3 %), ebenso wie an den geringeren Volumenverlusten (73 % für die passive belüfteten Mieten und 83 % für die umgesetzten Mieten). Bei den passiv belüfteten Mieten war nach 99 Tagen ein Großteil des Materials im Zentrum der Mieten nur zum Teil kompostiert und hatte noch das Aussehen von rohem Mist (LARNEY et al., 2000). Da die Kompostierung mit diesen Angaben nicht als abgeschlossen betrachtet werden kann, sind die Ergebnisse für die unterschiedlichen Methoden nicht vergleichbar, da nicht dasselbe Produkt erzeugt wurde.

SZANTO et al. (2007) stellten Untersuchungen zu Ammoniak-, Lachgas- und Methanemissionen während der Kompostierung von strohreinem Schweinemist an.

Die Gasproben (je 5 l) wurden mithilfe von Polyethylenschläuchen entnommen, die in den Kompostreaktoren verteilt waren. Ein auf dem Rottegut liegender Schlauch sollte die den Kompostreaktor verlassende Luft erfassen und darstellen. Die Autoren stellten fest, dass bei einer natürlich belüfteten Miete monatliches Umsetzen zu niedrigeren Lachgas- und Methanemissionen führt als wenn gar nicht umgesetzt wird. Zusätzlich wurde durch das Umsetzen der biologische Abbau verbessert, ein homogeneres Produkt hergestellt und sichergestellt, dass das komplette Ausgangsmaterial hohen Temperaturen ausgesetzt war.

ABD EL KADER et al. (2007) stellten hingegen in Versuchskammern fest, dass sich die Lachgasemissionen bei umgesetztem Rindermist im Vergleich zu nicht umgesetztem Rindermist erhöhen (+52 %, Emissionen bezogen auf eine Tonne Ausgangsmaterial). Sie nehmen den höheren Sauerstoffgehalt in der Miete als Ursache an. Dieser soll eine höhere Nitrifikationsaktivität und eine unvollständige Denitrifikation bedingt haben. Die Autoren beschäftigten sich auch mit den Auswirkungen der Verdichtung und der Wasserzugabe und schlagen vor, durch Verdichtung oder Wasserzugabe nach dem Umsetzen die Belüftung zu reduzieren um das Risiko erhöhter Lachgasemissionen zu verringern. Dieses Vorgehen wird aber zu höheren Methanemissionen führen und auch negative Auswirkungen auf die Kompostqualität haben.

Mit dem Einfluss unterschiedlich langer Umsetzintervalle bei der Bioabfallkompostierung beschäftigten sich SCHATTNER-SCHMIDT et al. (1995). Sie verwendeten die Closed-Chamber-Methode. Sie stellten fest, dass die Methanemissionen mit zunehmender Länge des Umsetzintervalles signifikant zunehmen und vermuten die Bildung vernässter Kleinräume mit anaeroben Abbaubedingungen in den Ruhezeiten als Ursache. Die gesamten Emissionen lagen bei täglichem Umsetzen bei rund 400 g CH₄/t Input-TM, stiegen bei 3-tägigem Umsetzen auf über 950 g CH₄/t Input-TM und erreichten rund 1.300 g CH₄/t Input-TM bei 7-tägigem Umsetzen. Es wurden auch Messungen während des Umsetzens der Dreiecksmieten durchgeführt. Dazu wurde ein Umsetzgerät mit einer Absaugvorrichtung ausgestattet. Die Ergebnisse zeigten, dass die Emissionen während des Umsetzvorganges nur einen sehr geringen Anteil an der Gesamtemission haben. Zwischen der Lachgasemission und der Länge der Umsetzintervalle war kein klarer Zusammenhang erkennbar.

10.1.2.3 *Belüftung*

Mit den Auswirkungen der Belüftung auf die Treibhausgasemissionen beschäftigten sich THOMPSON et al. (2004) in einem Versuch zur Kompostierung von Schweinegülle mit Stroh. Sie verwendeten Tunnelrottesysteme und die Gülle wurde, aufgeteilt auf 3 Schritte, hinzugefügt. Bei einem Versuch wurde 2 Wochen lang zwangsbelüftet, bei einem anderen nur anfangs 12 Stunden lang, danach lag das Material in beiden Fällen zur Nachrotte im Freien in der. Um die Emissionen zu ermitteln, verwendeten sie die „Open-Chamber-Methode“. Bei beiden Versuchen wurde der Großteil der Emissionen in der Nachrotte freigesetzt, was ungewöhnlich ist und von den Autoren mit normalerweise nicht durchgeführten Prozessschritten (nochmalige Zugabe von Gülle kurz vor der Nachrotte, fehlende Belüftung während der Hauptrotte, etc.) erklärt wird. Der Zeitraum für die Hauptrotte (2 Wochen) wurde auch sehr kurz gewählt. Die Methanemissionen aus dem unbelüfteten Versuch

waren 24 x höher als jene der belüfteten Variante. Auf die Lachgasemissionen hatte die Belüftung keinen signifikanten Einfluss (THOMPSON et al., 2004).

10.1.2.4 *Strukturmaterial*

SCHATTNER-SCHMIDT et al. (1995) beobachteten tendenziell eine Abnahme der Methanemissionen mit zunehmendem Strukturmaterialanteil. Als Grund führen sie eine verbesserte Durchlüftung und eine Abnahme der vernässten Zonen durch den höheren Strukturmaterialanteil an. Die Lachgasemissionen zwischen den einzelnen Varianten waren sehr unterschiedlich, es war kein einheitlicher Verlauf erkennbar.

SOMMER und MØLLER (2000) untersuchten die Emissionen aus der Kompostierung von Tiefstreu aus der Schweinehaltung. Sie verglichen zwei Komposthaufen mit ca. 9,75 m³ Volumen und unterschiedlicher Schüttdichte bedingt durch einen unterschiedlichen Strohannteil. Die Emissionen wurden mithilfe der „Closed-Chamber-Methode“ erhoben. Der Haufen mit der hohen Schüttdichte (0,44 kg/l) wies während der thermophilen Phase höhere Methankonzentrationen auf als der Haufen mit der niedrigeren Schüttdichte (0,23 kg/l) und dem höheren Strohannteil. Bei dem Haufen mit der niedrigen Schüttdichte konnten keine Methan- und Distickstoffoxidemissionen festgestellt werden, bei dem anderen Haufen hingegen schon. Eine Erhöhung der Porosität des Komposthaufens durch einen höheren Strohannteil kann nach den Autoren zu einer Verringerung der Treibhausgasemissionen während der Kompostierung führen.

In Kompostmieten aus Abfällen der Olivenölerzeugung erhoben MANIOS et al. (2007) mithilfe von Glastrichtern und Plastikschräuchen die Gaszusammensetzung (O₂, CO₂ und CH₄) bei unterschiedlichen Strukturmaterialanteilen. Ein höherer Strukturmaterialanteil führt zu einer geringeren Dichte und einem höheren Luftporenvolumen, was ein leichteres Einströmen von Außenluft in die Miete ermöglicht. Die Kompostmiete mit dem höheren Strukturmaterialanteil (50 Volumenprozent) wies demzufolge geringere Methan- und höhere Sauerstoffkonzentrationen auf als die Miete mit einem Drittel Strukturmaterial. Die Autoren schließen daraus, dass die Verwendung eines hohen Strukturmaterialanteils signifikante Auswirkungen auf die Methanproduktion hat und diese verringern kann.

10.1.2.5 *Wichtige Faktoren*

Die ausgewertete Literatur zeigt, dass Mietengröße, Umsetzhäufigkeit, Zwangsbelüftung und Strukturmaterialanteil einen deutlichen Einfluss auf die Methanbildung und -emission haben. Als Einflussgrößen auf die Lachgasemissionen wurden in den oben angeführten Untersuchungen die Mietengröße, das Umsetzen und der Strukturmaterialanteil ermittelt.

Daraus ergibt sich, dass die Treibhausgasemissionen durch eine optimale Prozessführung verringert werden können. Dazu gehören bei natürlicher Belüftung kleine Mieten, bei denen ein Gasaustausch durch Konvektion möglich ist. Ein hoher Strukturmaterialanteil verbessert die Porosität in der Miete und den Gasaustausch. Vor allem während der thermophilen Rottephase sollte in kurzen Intervallen umgesetzt werden, um die Methanbildung zu verringern.

Das Problem ist, dass Maßnahmen zur Verringerung der Methanemissionen die Lachgasemissionen fördern können und auch Auswirkungen auf die Rottedauer und

die Kompostqualität mit sich bringen. Eine Optimierung der Emissionen wird deshalb immer einen Kompromiss darstellen, wobei in der Hauptrotte hauptsächlich eine Verminderung der Methanemissionen angestrebt wird, während in der Nachrotte das Hauptaugenmerk auf einer Verringerung der N_2O -Emissionen liegt.

Eine Berücksichtigung aller wichtigen Faktoren für die Emissionsberechnung wird sich aber schwer durchführen lassen. Der Aufwand für die Erhebungen bzw. die Kontrolle der Angaben wäre sehr hoch. Die Berechnung würde komplexer werden und die Auswirkungen der einzelnen Maßnahmen können rechnerisch nur schwer oder nicht quantifiziert werden. Eine Einbeziehung in die Berechnung erscheint deshalb nicht praktikabel, die emissionsverringenden Maßnahmen könnten allerdings den Anlagenbetreibern in einem Handbuch oder Ähnlichem empfohlen und nahegebracht werden.

10.2 Distickstoffoxidemissionen

Die Lachgasemissionen während der Kompostierung werden in der Methodologie III.F. für Kleinprojekte nicht berücksichtigt.

In der 11. Version der CDM-Methodologie AM0025 über vermiedene Emissionen aus organischem Abfall durch alternative Abfallbehandlungsprozesse („Avoided emissions from organic waste through alternative waste treatment processes“) werden die Distickstoffoxidemissionen aus der Kompostierung einbezogen. Als Grund wird angeführt, dass während der Sammlung (Lagerung des Bioabfalls in Containern), während der Kompostierung und der Ausbringung des Komposts N_2O freigesetzt werden kann (UNFCCC, 2008b). Im Verfahren wird nach SCHENK et al. (1997) und anderen ein Wert von 42 mg N_2O -N pro kg kompostierter Trockenmasse angeführt. Zur Berechnung sollen Projektteilnehmer einen Default-Emissionsfaktor von 0,043 kg N_2O pro Tonne Kompost verwenden und diesen mit dem Treibhauspotential von Lachgas multiplizieren.

Die Verwendung des Default-Emissionsfaktors führt zu Emissionen in der Höhe von 409 kg N_2O oder 126,9 t CO_2 -Äquivalenten für die österreichische Kompostanlage. Die gesamten Emissionen der Kompostanlage machen bei Einbeziehung der Distickstoffoxidemissionen rund 467 t aus, das ist knapp das 1,4-fache des Ergebnisses ohne N_2O .

AMLINGER und PEYR (2003) untersuchten auch die N_2O -Emissionen während der offenen Mietenkompostierung, in Tabelle 30 sind ihre Ergebnisse aufgelistet.

untersuchte Miete	Dauer (in Wochen)	N_2O -Emissionen (in g/t FM)	N_2O -Emissionen (in kg/t FM)
Bioabfallkompost-1	9	27	0,027
Bioabfallkompost-2	12	116	0,116
Grünschnitt-Kompost-1	4	25	0,025
Grünschnitt-Kompost-2	21	178	0,178
Klärschlammkompost-1	4	266	0,266
Klärschlammkompost-2	7	165	0,165

Tabelle 30: Distickstoffoxidemissionen bei der Mietenkompostierung verschiedener Ausgangsmaterialien (AMLINGER und PEYR, 2003)

Bei den beiden Bioabfallkompostmieten traten die Emissionen kurz nach dem Aufsetzen und dann nach etwa 60 Tagen (Bioabfallkompost-1) bzw. ab der 3. Woche (Bioabfallkompost-2) auf. Der Bioabfallkompost-1 hatte ein vergleichsweise niedriges Emissionsniveau (AMLINGER und PEYR, 2003). Die Autoren nehmen für die gesteigerten Emissionsraten des Bioabfallkomposts-2 eine spontane Lachgasentstehung in spezifischen Zonen des Rottekörpers mit reduzierenden Verhältnissen an und vermuten den niedrigen pH-Wert der Ausgangsmischung als weiteren Einflussfaktor. Bei den beiden Grünschnittmieten sind die N_2O -Emissionen weniger unterschiedlich verteilt und haben ein etwas niedrigeres Niveau. Die höchsten Lachgasemissionen wurden von den Klärschlammkometen produziert, hier herrschte ein Überschuss an Ammonium-Stickstoff (Klärschlammkompost-1) bzw. ein hoher Gehalt an Nitrat und organischem Stickstoff (Klärschlammkompost-2) vor. Beide Mieten hatten ein ungünstiges, zu enges C/N-Verhältnis (AMLINGER und PEYR, 2003). Für die Berechnung des Emissionsfaktors (siehe Tabelle 31) werden aus den schon für den CH_4 -Emissionsfaktor angeführten Gründen für den Bioabfall- und den Grünschnittkompost die Werte der jeweils 2. Versuchsreihen verwendet. Für die Klärschlammkompostierung wird hier aber der Emissionswert der Miete Klärschlammkompost-2 (und nicht wie bei Methan Bioabfallkompost-2) verwendet, da bei der Klärschlammkompostierung andere Distickstoffoxidemissionen erwartet werden. LEINEMANN (1998) zum Beispiel stellte bei den Klärschlammvarianten seiner Untersuchungen höhere Distickstoffoxidemissionen (um Faktor 10 höher als Bioabfall/Grünschnittvarianten) fest und ermittelte die sich im Material einstellende Ammoniumkonzentration als entscheidenden Faktor für die N_2O -Bildung.

Abfallart	Masse (in t)	EF N_2O (in kg/t FM)	N_2O -Emissionen (in kg)	Emissionen (kg CO_2 -Äqu.)
Klärschlamm	15.178,2	0,165	2.504,4	776.364,9
Bioabfall	8.579,0	0,116	995,2	308.500,8
gesamt	23.757,2		3.499,6	1.084.865,7

Tabelle 31: kompostierte Ausgangsmaterialien 2008 und deren N_2O -Emissionsfaktoren sowie berechnete Emissionen (KLINGENBRUNNER, 2009 und AMLINGER und PEYR, 2003)

Mit diesem Faktor errechnen sich für 23.757,2 t Ausgangsmaterial Distickstoffoxidemissionen in der Höhe von 3.499 kg, in CO_2 -Äquivalenten sind das ca. 1.084,9 t. Die gesamten Emissionen betragen nun ca. 1.425,4 t CO_2 -Äquivalente und sind somit um 419% höher als die ursprünglich errechneten Emissionen.

LINZNER et al. (2005) verwendeten nach einer Literaturrecherche einen Emissionsfaktor von 0,06 kg N_2O /t FM. Damit errechnen sich Distickstoffoxidemissionen von 1.425 kg bzw. 441.884 kg CO_2 -Äquivalenten. Insgesamt führt das zu Emissionen von 782,4 t CO_2 -Äquivalenten, die ursprünglich errechneten Emissionen erhöhen sich um das 2,3-fache.

Werden die Distickstoffoxidemissionen ebenfalls berücksichtigt, so ergibt sich für die geschlossene Anlage mit Tafelmietenkompostierung und Belüftung nach GRONAUER et al. (1997) folgendes Bild: Die N_2O -Emissionen betragen 0,38 kg/t Input-TM im Rohgas, bei einem Wassergehalt von 68 % sind das 0,12 kg/t FM. Daraus errechnen sich Distickstoffoxidemissionen in der Höhe von rund 2.890 kg. Nach dem Biofilter erhöhen sich die N_2O -Emissionen allerdings um 22 %, da im Biofilter Denitrifikationsvorgänge (Reduktion von NO_3^- zu N_2O) stattfinden. Somit

errechnen sich im Reingas Emissionen in der Höhe von 3.524 kg N₂O, das sind rund 1.090 t CO₂-Äquivalente. Die Gesamtemissionen erhöhen sich bei Einbeziehung der Distickstoffoxidemissionen auf 1.766,2 t CO₂-Äquivalente, das ist mehr als das Fünffache der ursprünglichen 340,5 t! Für die geschlossene Kompostierung von Tafelmieten waren es ohne Berücksichtigung der N₂O-Emissionen rund 673,6 t, die Lachgasemissionen erhöhen die Emissionen also um mehr als das Zweieinhalbfache. Wird der erhöhte Stromverbrauch hier auch noch einbezogen, so liegen die gesamten Emissionen bei 2.448 t CO₂-Äquivalenten.

Für die Hauptrotte im Tunnelreaktor und die Nachrotte in offenen Mieten erhob LEINEMANN (1998) auch die Lachgasemissionen. Während der Hauptrotte bewegten sich die auf 21 Tage normierten Emissionen zwischen 1,5 und 35,2 g/t TM, während der Nachrotte war der minimale Wert 0,5 g/t TM, der maximale Wert lag bei 559,1 g/t TM. Die gesamten Emissionen (Haupt- und Nachrotte) hatten einen Minimalwert von 3,4 g N₂O-N/t TM sowie einem Maximalwert von 573,9 g/t TM. LEINEMANN (1998) gibt als Mittelwert der Distickstoffoxidemissionen 26 ± 19 g/t an, er schließt dabei die Klärschlammvarianten sowie eine weitere Variante mit einem unterschiedlichen Nachrotteverfahren aus. Die Umrechnung des Mittelwerts auf g/t FM (Feuchtigkeitsgehalt 55 %) führt zu einem Emissionsfaktor von 12 g/t FM. Wenn die Lachgasemissionen für 23.757,2 t Ausgangsmaterial berechnet werden, erhält man ein Ergebnis von 278 kg N₂O bzw. rund 86,2 t CO₂-Äquivalenten im Rohgas.

Die mit den Emissionsfaktoren nach LEINEMANN (1998) berechneten Emissionen aus der Kompostierung (Methan und Lachgas) im Roh- und im Reingas werden in Tabelle 32 und Tabelle 33 - hier mit einer Berechnung der Methanemissionen für das gesamte Ausgangsmaterial - dargestellt. Für die Berechnung der Emissionen im Reingas wurden die Angaben von GRONAUER et al. (1997) verwendet, das heißt, dass sich die Methanemissionen um 15 % verringern, die Lachgasemissionen aber um 22 % erhöhen.

Methanemissionen für 2/3 des Ausgangsmaterials		
	Rohgas (kg)	Reingas (kg)
N ₂ O (EF: 0,012 kg N ₂ O/t FM)	278,0	339,1
CO ₂ -Äquivalente	86.167,4	105.124,2
CH ₄ (EF: 0,259 kg CH ₄ /t FM)	4.094,0	3.479,9
CO ₂ -Äqu.	85.974,4	73.078,2
gesamte Emissionen aus der Kompostierung (CO ₂ -Äqu.)	172.141,8	178.202,4

Tabelle 32: Berechnung der N₂O- und CH₄-Emissionen nach LEINEMANN (1998) mit Methanemissionen für 2/3 des Ausgangsmaterials

Methanemissionen für das gesamte Ausgangsmaterial		
	Rohgas (kg)	Reingas (kg)
N ₂ O (EF: 0,049 kg N ₂ O /t FM)	278,0	339,1
CO ₂ -Äquivalente	86.167,4	105.124,2
CH ₄ (EF: 0,259 kg CH ₄ /t FM)	6.147,2	5.225,1
CO ₂ -Äqu.	129.090,7	109.727,1
gesamte Emissionen aus der Kompostierung (CO ₂ -Äqu.)	215.258,0	214.851,3

Tabelle 33: Berechnung der N₂O- und CH₄-Emissionen nach LEINEMANN (1998) mit Methanemissionen für das gesamte Ausgangsmaterial

Mit den Emissionsfaktoren nach AMLINGER und PEYR (2003) von 604 g CH₄/t FM (Anmerkung: dies ist allerdings der höchste erhobene Wert) und 165 g N₂O/t FM für Klärschlamm sowie 116 g N₂O/t FM für Bioabfall errechnen sich Emissionen aus dem Kompostierungsprozess in der Höhe von 1.285,5 t CO₂-Äquivalenten, wenn 2/3 des Ausgangsmaterials als methanemittierend angesehen werden. Dieser Wert ist um ein Vielfaches höher als die rund 178,2 t nach LEINEMANN (1998). Eine optimale Prozesssteuerung (wie hier in einem Tunnelreaktor) kann also vor allem die Methanemissionen während des Kompostierungsprozesses deutlich vermindern, ist aber auch mit einem höheren Energieverbrauch verbunden. Wenn dieser wieder mit 52 kWh pro Tonne Bioabfall angenommen wird, so machen die Treibhausgasemissionen aus dem Strombedarf rund 358 t aus, was die Einsparungen zu einem Teil wieder aufhebt.

Da die Distickstoffoxidemissionen einen gravierenden Einfluss auf das Ergebnis haben und relativ einfach mit einem Emissionsfaktor pro kg Kompost oder Ausgangsmaterial berechnet werden können, wird eine Einbeziehung der Distickstoffoxidemissionen in die Berechnung empfohlen.

10.3 Methanemissionen

Der Default-Wert für die Methanemissionen erscheint nach den in Kapitel 6.3 gemachten Berechnungen und Vergleichen mit anderen Emissionsfaktoren viel zu hoch.

Zu diesem Thema gab es auch schon zwei Anfragen an die „Small-scale“-Arbeitsgruppe des CDM Executive Board. Die Verfasser dieser Anfragen waren Herr Sumit Barat (UNFCCC, 2008c) und Herr Ashwini Molhatra (UNFCCC, 2009d). Beide führten an, dass die Verwendung des Default-Wertes für die Methanemissionen bei der Kompostierung im ersten Jahr/in den ersten Jahren zu höheren Methanemissionen bei der Kompostierung führt als bei der Ablagerung der organischen Abfälle auf der Deponie und dem dort erfolgenden anaeroben Abbau! Das führt zu „negativen“ Emissionsreduktionen, das heißt, zu keinen Einsparungen. Die Kompostierung ist aber grundsätzlich ein aerober Prozess und eine Methanbildung unter anaeroben Bedingungen tritt nur in geringem Maße auf. Herr Barat gibt zudem an, dass es für einen Antragsteller eines Small-Scale-Projektes sehr schwierig ist, die tatsächlichen Methanemissionswerte abzuschätzen und er somit auf den Default-Wert angewiesen ist.

Die Arbeitsgruppe beantwortet die Anfrage mit dem Verweis auf die „2006 IPCC-Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“. Die nach BECK-FRIIS (2001); DETZEL et al. (2003) und ARNOLD (2005) (alle zitiert in IPCC, 2009) geschätzten Methanemissionen bewegen sich zwischen weniger als einem Prozent und einigen Prozent des anfänglichen Kohlenstoffgehaltes des Materials (IPCC, 2009). Weiters sei die angegebene Spanne des Emissionsfaktors für die Kompostierung ziemlich groß, sie bewege sich zwischen 0,08 und 20 g CH₄/kg Abfall-TM. Der Default-Wert beruhe auf dieser Leitlinie. Die Situation von negativen Emissionsgutschriften im ersten Projektjahr sei nicht unerwartet, da die Emissionen während des Kompostierungsprozesses auftreten (der schnell abläuft und während des Jahres stattfindet), während der gleiche Abfall, wenn er auf der Deponie entsorgt wird, viel langsamer abgebaut wird und Methan entsprechend seiner Zusammensetzung freigesetzt wird (UNFCCC, 2009e).

Auf Anregung der „Small Scale“ Arbeitsgruppe machte Herr Barat einen Vorschlag zur Verbesserung der Methodologie. Dieser beinhaltet die Ermittlung jener Mietenbereiche, in denen teilweise anaerobe Bedingungen herrschen, durch Messungen der Sauerstoffkonzentration in der Mietenluft. Nach BOKHORST et al. (2001, zitiert in UNFCCC, 2009f) und RICHARD (o. J.) werden bei einem Sauerstoffgehalt unter 5 - 7,5 % aerobe Prozesse teilweise durch anaerobe Prozesse ersetzt. Für diesen Anteil des Rottegutes (Prozentsatz der Messungen mit einem Sauerstoffgehalt kleiner 7,5 %), der anaerob abgebaut wird, sollen die Methanemissionen berechnet werden (UNFCCC, 2009f).

Die Arbeitsgruppe des CDM Executive Board nahm diese Anregung auf und fügte sie in der 7. Version der Methodologie hinzu. Nun kann der Emissionsfaktor für die Kompostierung ($EF_{composting}$) für den Anteil des Rottegutes auf 0 gesetzt werden, für den der erhobene Sauerstoffgehalt in der Mietenluft höher als 8 % ist (siehe dazu auch die Anmerkung zur Formel im Kapitel 4.2.4).

BLOCHBERGER (1998) und BINNER (2009) geben an, dass der Abbau im aeroben Bereich liegt, wenn die Summe aus dem O₂- und dem CO₂-Gehalt in der Mietenluft bei rund 21 Volumprozent der Gesamtluft liegt. Auch Erhebungen zu diesem Wert könnten zur Einschätzung des methanemittierenden Anteils des Bioabfalls herangezogen werden.

Aber auch dieser Ansatz ist kritisch zu sehen. In der Methodologie wird nicht angeführt, ob diese Regelung nur bei Verwendung des Default-Wertes gilt oder auch bei der Verwendung standort- bzw. länderspezifischer Werte. Letztere wurden als Durchschnittswerte für das gesamte Ausgangsmaterial erhoben und beziehen alle Mietenbereiche ein (auch Bereiche mit einem Sauerstoffgehalt über 8 %). Es macht keinen Sinn, sie nur für einen Teil des Ausgangsmaterials zu verwenden.

Die Angaben zur Durchführung der Messungen sind für eine statistische Versuchsplanung gering (beispielsweise gibt es keine Angabe über die Mindeststichprobenanzahl) und sollten detaillierter erfolgen. Der Messaufwand an den Mieten ist durch die inhomogenen Verhältnisse in den Mieten sehr hoch und erfordert viel Zeit. Es stellt sich auch die Frage, ob die Messungen in Entwicklungsländern in der erforderlichen Qualität durchgeführt werden können.

Demzufolge sollte der Default-Emissionsfaktor für die Kompostierung anhand anderer Untersuchungen evaluiert und überdacht werden. Wenn das Projekt erst

geplant wird, können noch keine Messungen der Mietenluft durchgeführt werden - eine Abschätzung der Emissionsreduktion muss aber auch schon im „Project Design Document“ gemacht werden. Hier führt die Verwendung des hohen Default-Emissionsfaktors zu einer unerwünschten und im Vergleich mit anderen, wissenschaftlich erhobenen Emissionsfaktoren nicht nachvollziehbaren massiven Erhöhung der Emissionen aus der Projektstätigkeit und somit zu einer Verringerung der Emissionsgutschriften. Diese Tatsache kann dazu führen, dass ein Kompostierungsprojekt nicht umgesetzt wird, was nicht nur den Klimawandel nachteilig beeinflusst, sondern auch andere positive Effekte verhindert (z.B. Bodenverbesserung, Düngewirkung usw.).

Es finden sich einige CDM-Projekte, die anführen, dass ihre CH₄-Emissionen aus der Kompostierung 0 sind, da durch technische Verfahren oder eine fortwährende Kontrolle aerobe Bedingungen vorherrschen bzw. garantiert werden (z.B. UNFCCC, 2007; UNFCCC, 2008d und UNFCCC, 2008e). Sie berechnen die Emissionen aus der Projektstätigkeit ohne Emissionen aus der Kompostierung. Dieser Ansatz scheint bei der Betrachtung der schon angeführten Untersuchungen von LEINEMANN (1998) für einen Tunnelreaktor, in dem optimale Bedingungen vorherrschen sollten, aber trotzdem Methanemissionen auftreten, auch nicht vertretbar.

10.4 Entsorgung des Sickerwassers

Sickerwasser aus Kompostanlagen muss nicht unbedingt als „Abwasser“ entsorgt werden, sondern kann auch auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden. Dadurch werden die im Sickerwasser vorhandenen Nährstoffe genützt und keine Methanemissionen verursacht. Diese Option mit dem vorgeschlagenen $MCF_{\text{ww,treatment}}$ -Wert 0 sollte der Methodologie AMS III.F. hinzugefügt werden.

10.5 Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung bzw. der Deponieentsorgung der Produkte der biologischen Behandlung

Grundsätzlich muss festgehalten werden, dass eine Entsorgung von Bioabfall- oder Grünschnittkompost auf der Deponie eine Strategie darstellt, die nur in Ausnahmefällen verfolgt werden sollte. So z.B. wenn eine landwirtschaftliche Verwendung durch hohe Schadstoffgehalte ausgeschlossen ist. Prinzipiell sollte Kompost aber in der Landwirtschaft und im Garten- und Landschaftsbau eingesetzt werden, weil dort seine positiven Eigenschaften genutzt werden können.

Die Berechnung der Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung bzw. der Deponieentsorgung der Produkte der biologischen Behandlung ist für Kompost – zumindest nach der vorliegenden Berechnungsmethode – zu hinterfragen. Möglicherweise wurde auch nur eine missverständliche Formulierung gewählt. Die Einberechnung der Methanemissionen bei der Deponierung macht bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) durchaus Sinn. Diese Technik wird im deutschen Sprachraum durch die Bezeichnung MBA strikt von der Kompostierung getrennt gesammelter Bioabfälle unterschieden. Im englischen Sprachraum fehlt diese Unterscheidung häufig!

Ein Hinweis hierfür ist, dass in der Tabelle mit den Default-Werten (IPCC, 2009) Kompost als Abfalltyp gar nicht aufscheint. Für die Berechnung ist es aber unbedingt

erforderlich, den Anteil an abbaubarem organischem Kohlenstoff (DOC) des Abfalltyps zu kennen. Falls man Kompost als anderen, inerten Abfall klassieren würde, wäre kein Default-Wert für den DOC-Gehalt angegeben. Und Kompost noch nach den Ausgangsmaterialien zu klassifizieren würde zu einem falschen Ergebnis führen, da der organische Kohlenstoff während der Kompostierung ab- und umgebaut und somit verringert wird. Der Rotteverlust bei der Kompostierung biogener Abfälle liegt zwischen 55 und 65 Masseprozent, er kann bei Materialien aus dem Garten- und Grünflächenbereich mit einem hohen Anteil an verholztem Häckselgut aber auch um einiges geringer sein und nur 20-30 Masseprozent ausmachen (AMLINGER et al., 2005). Aus einem Teil der organischen Substanz werden Huminstoffe synthetisiert, die das stabile Endprodukt der Humifizierung darstellen und nur zu einem sehr geringen Teil weiter mineralisiert werden (BINNER et al., 2004). Den Rest machen weitere Abbauprodukte aus.

Da es keinen anderen Abfalltyp mit vergleichbaren Werten gibt, sollte ein Default-Wert für MBA-Material ermittelt und angegeben werden.

LEINEMANN (1998) untersuchte die Emissionen während einer 58 Wochen dauernden anaeroben Lagerung von Kompost. Dazu lagerte er je ca. 120 l originären Bioabfall (gepresst), Reifkompost (gepresst und locker) und Frischkompost (gepresst) in Fässer mit gasdichtem Deckel und Ablauf (Lysimeter) ein. Alle zwei Wochen wurde das Material mit 2 l Leitungswasser beaufschlagt und nach 28 Wochen wurden die gepressten Varianten erneut verdichtet. Die über den gesamten Versuchszeitraum kumulierten CH₄-C Emissionen betrugen für den gepresst eingelagerten Kompost 540 g/t, für den locker eingelagerten Kompost 2.420 g/t und für den Frischkompost 1.340 g/t (alle Angaben bezogen auf Trockensubstanz). Der Bioabfall hatte die geringsten Emissionen mit 12 g/t, dies lag aber an dessen niedrigem pH-Wert, durch den die Methanbildung gehemmt wurde. Aufgrund seiner Ergebnisse fordert LEINEMANN (1998) eine gepresste Einlagerung des Materials bei der Deponierung, um die Spurengasemissionen zu minimieren. Außerdem sieht er die Einlagerung von gepresstem Reifkompost als bestmöglichen Kompromiss, was die Umweltbelastungen betrifft, wenn zusätzlich zu den Methanemissionen noch die Distickstoffoxidemissionen und die Auswaschungen im Sickerwasser berücksichtigt werden.

Wie viel Methan unter anaeroben Bedingungen von Kompost noch freigesetzt werden kann, lässt sich durch einen Vergleich mit Material aus der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) abschätzen. Durch die MBA wird die organische Substanz von Abfällen stabilisiert und die Bildung von Methangas in der Deponie weitgehend verhindert (ca. 5 % gegenüber der direkten Ablagerung) (BINNER et al., 2004). Die mechanischen Systeme dienen der Abtrennung von Stoffen, die für eine biologische Behandlung wenig geeignet sind. Die biologischen Prozesse der MBA sind gut mit jenen der Kompostierung vergleichbar, es werden auch zu einem großen Teil die gleichen Rottesysteme verwendet.

In Österreich sind für die Ablagerung von Material aus der MBA folgende Grenzwerte vorgeschrieben (BGBl. II Nr. 39/2008, Anhang 1):

- Atmungsaktivität AT₄: 7 mg O₂/g TM
- Gasbildung GS₂₁ (bzw. GB₂₁): 20 Nl/kg TM.

Der vor allem in Deutschland verwendete Rottegrad von Kompost kennzeichnet den aktuellen Stand des Abbaugeschehens und charakterisiert den Rottefortschritt. Es gibt 5 Rottegrade, die Einteilung erfolgt nach der Maximaltemperatur im Selbsterhitzungsversuch. Rottegrad I ist der Kompostrohstoff, die Rottegrade II und III bezeichnen Frischkompost und die Rottegrade IV und V Fertigkompost (LAGA, 1995). KEHRES (1990) ordnete in seiner Dissertation dem Rottegrad V einen AT_4 -Wert kleiner 6 mg O_2 /g oTM zu, Rottegrad IV wies einen AT_4 -Wert von 6-16 mg O_2 /g oTM auf. Der Gehalt an organischer Substanz (oTM) betrug im Mittel der Kompostprüfsubstrate aus den Ausgangsmaterialien Bioabfall und Grünabfälle 29,9 % in der Trockenmasse. Das ergibt einen AT_4 -Wert von 1,8 mg O_2 /g TM für den AT_4 -Wert 6 mg O_2 /g oTM bzw. von 4,8 mg O_2 /g TM bei einem AT_4 -Wert von 16 mg O_2 /g oTM. Fertigkompost ist daher mit MBA-Material vergleichbar bzw. hat er eine noch geringere biologische Reaktivität.

Zum Verhalten von MBA-Material auf der Deponie wurden schon verschiedene Untersuchungen durchgeführt, so z.B. in Deutschland das Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. In diesem wurde auch die Gasbildung von behandelten Abfällen auf einer Deponie simuliert. Dazu wurden Deponiesimulationsreaktoren verwendet, in denen das MBA-Material über 200 Tage gelagert wurde. Es wurden verdichtete und unverdichtete Deponiesimulationsreaktoren eingesetzt. Durch die Verdichtung wird das Emissionsverhalten unter möglichst realitätsnahen Randbedingungen bezüglich Verdichtung und Wasserbeaufschlagung simuliert. Unverdichtete Simulationsreaktoren lassen eine Ermittlung des Emissionspotenzials zu, da durch eine erhöhte Wasserbeaufschlagung die biologischen Abbauprozesse beschleunigt werden. Es tritt ein Zeitraffereffekt ein, durch den das Emissionsverhalten von Deponien über Jahrzehnte in kürzerer Zeit abgeschätzt werden kann (HERMANN und SOYEZ, 2001).

Das Ausmaß der Gasproduktion hängt direkt mit der Menge an biologisch abbaubarer Substanz zusammen, die nach der mechanisch-biologischen Behandlung im Abfall verbleibt. Durch die intensive Vorbehandlung liegen fast nur noch schwer abbaubare Substanzen vor. Man kann mit einer niedrigen Gasbildung rechnen, die jedoch über lange Zeiträume anhält. In unverdichteten Deponiesimulationsreaktoren ist nach 200 Tagen das Restgaspotential noch nicht erreicht, deshalb wurde das Gaspotential durch eine Extrapolation abgeschätzt und dabei 20-40 NI/kg TM für gut stabilisierte MBA-Abfälle ermittelt. Dieses Potential liegt deutlich unter dem von unbehandeltem Restabfall im Gärttest (150-250 l/kg TM), somit kann das Gaspotential durch die MBA um mindestens 90 % reduziert werden. Der absolute Betrag der Gaspotentialverminderung durch die MBA wurde auf etwa 200 l/kg Trockensubstanz geschätzt (HERMANN und SOYEZ, 2001).

Wenn diese Werte auf Kompost übertragen werden und der in der CDM-Methodologie angeführte Gehalt von 50 % Methan im Deponiegas angenommen wird, so werden pro kg Kompost-Trockenmasse 10-20 NI Methan frei. Methan hat unter normierten Bedingungen (0 °C, 1013 mbar) eine Dichte von ca. 0,72 g/l (SEILNACHT, o.J.). Umgerechnet ergibt das zwischen 7 und 14 kg Methan/kg Kompost-TM.

HERMANN und SOYEZ (2001) stellen ein Kriterium für die Tolerabilität von Methangas-Restemissionen von MBA-Material auf. Die aktuellen Emissionen sollen

nicht größer sein als die Oxidationskapazität der Deponiedeckschichten. Auch sie schätzen das Potenzial für Methan eines gut stabilisierten Restabfalls ($AT_4 \leq 5 \text{ mg O}_2/\text{g TM}$) auf 10-20 l/kg TM. Durch ein Prognosemodell wurden auf die Deponieoberfläche bezogene maximale Gasmengen von 1,1-1,9 l Gas/(m²*h) bzw. 0,55-0,95 l CH₄/(m²*h) abgeleitet. Die häufigsten Werte für Methanoxidationsleistungen liegen zwischen 0,1 und 5 l CH₄/(m²*h). Die Autoren erwarten wegen der geringen Methanfrachten einen hohen Wirkungsgrad. Die Oxidationsleistung wird allerdings durch die Temperatur beeinflusst und sinkt im Winter, was in dieser Jahreszeit zu geringen Gasemissionen führen kann. Aber in der übrigen Zeit können alle Emissionen aus der Deponie durch Mikroorganismen in der Deponieabdeckung oxidiert werden.

HERMANN und SOYEZ (2001) erscheint deshalb eine weitgehende Oxidation des gebildeten Methans in der Deponieabdeckschicht möglich. Voraussetzungen dafür sind, dass die gesamte Deponieoberfläche zur Methanoxidation zur Verfügung steht und der vorbehandelte Abfall einen AT_4 -Wert von kleiner 5 mg O₂/g TM hat bzw. der GB₂₁ weniger als 20 NI/kg TM beträgt.

HUBER-HUMER (2004) stellte bei Laboruntersuchungen mit kontinuierlich beaufschlagten Versuchssäulen fest, dass gut gereifte Müll- und Klärschlammkomposte sowie humusreiche Gartenerde sehr hohe Methanoxidationsraten erzielen. Methanbelastungen von 130-300 l/m²*d wurden vollständig oxidiert. Die Autorin gibt eine maximale Oxidationskapazität von Kompost in der Höhe von 240-250 l CH₄/m²*d an. Auch bei Feldversuchen auf einer Deponie lagen die Methanabbauleistungen von reifem Klärschlamm- bzw. Müllkompost im Vergleich zu einer unbedeckten Deponieoberfläche (ca. 15 m Siedlungsabfälle) während des ganzen Jahres bei 98 bzw. fast 100 %. Die maximale Gasbildungsrate wurde auf 1,3-2,2 m³ Gas/m²*d geschätzt und die durchschnittliche Methanemissionsrate der unbedeckten Deponieoberfläche lag bei 39,5 g/m²*d. Voraussetzungen für diese Leistungen sind eine Gasverteilungsschicht aus Grobschotter und eine ausreichend dimensionierte Kompostschicht (HUBER-HUMER, 2004). Auch diese Untersuchungen zeigen, dass die Methanemissionen von deponiertem MBA-Material mit einer optimalen Methanoxidationsschicht vollständig oxidiert werden können. Sie zeigen auch, dass Kompost nicht deponiert, sondern bevorzugt als Abdeckschicht verwendet werden sollte, da er auf diese Weise dazu beiträgt, die Methanemissionen zu verringern.

Aufgrund der oben angeführten Einschätzungen könnte man die sehr geringen Methanemissionen aus der Ablagerung von MBA-Material bzw. Kompost in Deponien in dieser Methodologie auch vernachlässigen.

10.6 CO₂-Speicherung und Einsparung durch Kompostanwendung

Die Anwendung des produzierten Kompostes als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft und ihre vielfältigen positiven Auswirkungen stellen wesentliche Punkte dar, die im CDM-Verfahren nicht berücksichtigt werden. Die Orte, an denen der Kompost ausgebracht wird, liegen noch innerhalb der Betrachtungsgrenzen für das Projekt (UNFCCC, 2009b). Es gibt aber keine CDM-Methodologien, mit denen die klimaschonenden Effekte der Kompostanwendung berechnet werden können.

10.6.1 Boden als C-Speicher

Der Boden bzw. die Erde ist das größte terrestrische Reservoir für organischen Kohlenstoff. BATJES (1996) schätzt, dass in den obersten 100 cm des Bodens insgesamt 2.157-2.293 Pg (10^{15} g) Kohlenstoff, das sind rund 2,2 Milliarden t C, gespeichert sind. Davon sind 1.462-1.548 Pg organischer Kohlenstoff, der Rest ist anorganischer Kohlenstoff in Form von Karbonaten.

Durch regelmäßige Kompostausbringung wird der Gehalt an organischer Substanz und somit der Anteil an Kohlenstoff im Boden erhöht (EBERTSEDER et al., 1997). Zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und den physikalischen, chemischen und biologischen Bodeneigenschaften gibt es enge Zusammenhänge. Die Verwendung von Kompost hat somit noch viele andere positive Auswirkungen, z.B. eine erhöhte Wasserkapazität (BEER et al., 1990).

Im Kyoto-Protokoll werden landwirtschaftlich genutzte Böden im Artikel 3 unter Punkt 4 als Kohlenstoffsinken angeführt (UN, 1997). Das „European Climate Change Programme“ (ECCP) sieht in der Förderung des organischen Inputs (Ernterückstände, Deckfrüchte, Wirtschaftsdünger, Kompost, Klärschlamm) auf landwirtschaftlichen Nutzflächen eine der vielversprechendsten technischen Maßnahmen für den Klimaschutz. Es schätzt die jährliche Speicherung auf 1-3 t CO₂/ha und das Potential für die erste Verpflichtungsperiode auf 20 Mt CO₂/Jahr (ECCP, o.J.). Wenn nur die Kompostierung und die Kompostausbringung betrachtet werden, wird das Speicherpotential auf > 1,38 t CO₂/ha und Jahr geschätzt, mit einer geschätzten Unsicherheit von mehr als 50 % (ECCP, o.J.).

Bei einer (nur theoretisch möglichen) Aufbringung von jährlich 10 t Mist pro Hektar auf das gesamte Ackerland der EU-15 errechneten SMITH et al. (1997) eine Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffs um 12,58 Tg/Jahr. Der Gehalt an Kohlenstoff im Boden würde im Zeitraum von 100 Jahren um 5,5 % oder 1,26 Pg steigen. Die 12,58 Tg/Jahr sind 1,37 % des jährlich in Westeuropa produzierten anthropogenen Kohlendioxids (SMITH et al., 1997).

Im 4. Assessment Report des IPCC wird ebenso angeführt, dass der Kohlenstoffspeicher in durch Erosion, Verlust organischer Substanz, Versauerung etc. degradierten Böden durch das Aufbringen von organischen Substraten wie Mist und Kompost zum Teil wieder hergestellt werden kann (SMITH et al., 2007). Eine Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung im Boden durch verbessertes Management von Acker- und Weideflächen scheint auch als aktuell auf dem Markt befindliche Schlüsseltechnologie und -praktik zur Emissionsminderung im Sektor Landwirtschaft auf (IPCC, 2007a). In den „2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“ im Volume 4 „Agriculture, Forestry and Other Land Use“ werden die Auswirkungen von verschiedenen Maßnahmen auf den Kohlenstoffspeicher im Boden angeführt und auch die organischen Kohlenstoffeinträge durch die direkte Kohlenstoffzufuhr in Form von organischen Bodenverbesserungsmitteln genannt (IPCC, 2009).

Die Verwendung organischer Dünger kann neben der Übernahme richtiger Landbearbeitungstechniken einen positiven Einfluss auf den organischen Kohlenstoffgehalt im Boden haben. Die Ausbringung organischer Substanz kann – abhängig von der Ausbringungsmenge und von anderen Faktoren – entweder zu

einem Aufbau des organischen Kohlenstoffs im Boden oder zu einer Reduktion der Abnahmerate der organischen Bodensubstanz führen (FAVOINO und HOGG, 2008).

Nach FAVOINO und HOGG (2008) kann das Potential der Nutzung landwirtschaftlich genutzter Böden als Kohlenstoffsinken durch eine Strategie zur ordnungsgemäßen Wiederverwendung von kompostiertem Bioabfall – sprich Kompostausbringung – genutzt werden.

Allerdings ist die Fixierung des Kohlenstoffes im Kompost nicht permanent und irreversibel, da die organische Substanz über viele Jahre und Jahrzehnte mineralisiert wird und dabei Kohlendioxid emittiert. Trotzdem kann die zeitlich begrenzte Einlagerung von Kohlenstoff im Kompost eine wichtige Rolle beim Erreichen der Klimaziele spielen, da sie die Kohlendioxidemissionen kurz- und mittelfristig reduzieren kann. Somit bleibt noch mehr Zeit für die Entwicklung anderer Anpassungsstrategien (FAVOINO und HOGG, 2008). Auch LAL (2003) sieht in der „Speicherung“ von Kohlenstoff in organischer Bodensubstanz eine wirtschaftliche Strategie zur Verminderung der Folgen des Klimawandels in den ersten zwei bis drei Jahrzehnten des 21. Jahrhunderts. Während dieser „gewonnenen Zeit“ können die Alternativen zu fossilen Brennstoffen wirksam werden, gleichzeitig werden die Bodenqualität und die Biomasseproduktivität sowie die Umweltqualität verbessert.

Bioabfallkompost enthält nach verschiedenen Literaturangaben rund 35 % (Bereich von 18 bis 40 %) organische Substanz in der Trockenmasse, Grünschnittkompost liegt in einer ähnlichen Größenordnung. Der Wassergehalt von Kompost liegt zwischen 30 und 45 % (AMLINGER et al., 2005). Die von LEIFELD et al. (2002) erhobenen C_{org} -Gehalte von unreifem Kompost (23,3 % TM) und reifem Kompost (18,6 % TM) liegen auch in diesem Bereich. Der Kohlenstoffgehalt der organischen Substanz beträgt rund 50 % (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 2002), AMLINGER et al. (2006) geben ihn für stabilisierte organische Substanz mit 50-55 % an.

Jährlich können bis zu 50 % des Kohlenstoffes aus aufgebrachtem, reifem Kompost zur Erhöhung des Humusgehaltes im Boden beitragen (SCHLEISS, 2008).

In einer Studie des Instituts für Abfallwirtschaft der Universität für Bodenkultur zur Klimarelevanz der Kompostierung wird die Kohlenstofffixierung in einer Tonne Fertigkompost mit 145 kg C angegeben, das entspricht ca. 532 kg CO₂. Für 50 Jahre wurden mit einem fixierten C-Anteil von 25 % Negativemissionen (im Kompost fixiertes CO₂) von 132,9 kg CO₂/t Fertigkompost berechnet (LINZNER et al., 2005).

Durch den Humusabbau mit einer Halbwertszeit von ca. 70 Jahren bleiben bei einer Applikation von Kompost, der 100 kg C enthält, nach 100 Jahren (= Zeitspanne, die im Allgemeinen in den IPCC-Methodologien verwendet wird) noch 30 kg C übrig. Umgerechnet in Kohlendioxid ergibt das 80 kg CO₂ pro t kompostiertem Bioabfall (SCHLEISS, 2008).

Die EPEA (2008) verwenden in ihrer Studie folgende Zahlen: Aus 1.000 kg Bioabfall entstehen 400 kg Kompost (FM), in denen 62 kg organisch gebundener Kohlenstoff enthalten sind. Nach der Ausbringung in der Landwirtschaft werden ca. 60 kg Dauerhumus (TM) gebildet, diese enthalten rund 35 kg organisch gebundenen Kohlenstoff. Damit errechnet sich eine CO₂-Speicherung von ca. 128 kg pro t Bioabfall.

VOGT (2008, zitiert in GALLENKEMPER et al., 2008) sieht eine Humus-C-Bindung in der Höhe von 20 kg CO₂ pro t Bioabfall als realistischer an. Er weist darauf hin, dass bei der Kompostanwendung davon ausgegangen wird, dass der Humus nach 50 Jahren vollständig abgebaut ist.

GALLENKEMPER et al. (2008) haben nach einer Literaturrecherche in ihren Betrachtungen einen Wert von 50 kg CO₂/t Biomasse angenommen.

Die Werte der im Humus gespeicherten Kohlendioxidmenge bewegen sich also in einem Rahmen von 20-130 kg Kohlendioxid pro t kompostiertem Bioabfall. Nachdem die Kohlenstoffspeicherung im Boden unbestritten ist, könnte ein noch festzulegender Wert pro t kompostiertem Bioabfall z.B. von den Projektemissionen wieder abgezogen werden.

10.6.2 Einsparung von Mineraldünger

Kompost enthält unter anderem die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium, Calcium und Magnesium in unterschiedlichen Gehalten. In Tabelle 34 sind aus einer Literaturrecherche von AMLINGER et al. (2005) stammende Bereiche sowie mittlere Gehalte nach EBERTSEDER et al. (1997) zu finden.

Nährstoff	Angaben in % Trockenmasse				
	N _{ges}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
Bioabfallkompost ¹⁾	1,2-2,0	0,8-1,4	1,2-2,4	1,5-12	0,5-3
Grünschnittkompost ¹⁾	0,8-1,2	0,4-0,8	0,8-1,4	1,5-10	0,5-3
Bioabfallkompost ²⁾	1,5	0,7 (0,3 P)	1,0 (0,9 K)	3,8	0,6

Tabelle 34: Nährstoffgehalte in Bioabfall- und Grünschnittkompost (nach ¹⁾ AMLINGER et al., 2005 und ²⁾ EBERTSEDER et al., 1997)

Diese Gehalte sind zwar im Vergleich mit Mineraldüngern niedrig, sie tragen aber zu einer Versorgung der Pflanzen und des Bodens mit Nährstoffen bei und führen bei regelmäßiger Anwendung zu einem deutlich geringeren Bedarf an Mineraldüngern (SMITH et al., 2001). Die Kompostausbringung liefert dem Boden aber auch essentielle Spurenelemente (Kalzium, Schwefel, Eisen, Bor, Molybdän und Zink), die mit mineralischen Düngern nicht zur Verfügung gestellt werden (FAVOINO & HOGG, 2008).

Stickstoff ist der Nährstoff, der von den Pflanzen in den größten Mengen benötigt wird. Im Kompost liegt er allerdings in organisch gebundener Form vor. Bevor er von den Pflanzen aufgenommen werden kann, muss er von Mikroorganismen zu Ammonium oder Nitrat umgewandelt werden (SMITH et al., 2001).

Die Herstellung von mineralischen Stickstoffdüngern ist sehr energieintensiv. Zusätzlich werden dabei Treibhausgase emittiert. HIRSCHFELD et al. (2008) geben nach Daten aus der GEMIS-Datenbank an, dass bei der Herstellung von Stickstoffdünger (inkl. Transport bis zum Feldrand) 7.493 g CO₂-Äquivalente pro kg N frei werden.

Die Bereitstellung von je 1 kg Nährstoff anderer Mineraldünger (inkl. Transport bis zum Feldrand) ist mit folgenden Treibhausgasemissionen (in CO₂-Äquivalenten)

verbunden: Kaliumdünger 1.160 g, Calciumdünger 294 g und Phosphordünger 1.200 g (HIRSCHFELD et al., 2008).

Diese Werte stimmen – mit Ausnahme von Kalium – relativ gut mit den nach Daten von PATYK und REINHARDT (1997) berechneten Werten überein (siehe Tabelle 35).

Dünger	Bezug	Emissionen (g/kg Dünger)			
		CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CO ₂ -Äqu.
Stickstoff	1 t N	2.829	7,45	15,1	7.666,5
Phosphor	1 t P ₂ O ₅	1.117	2,07	0,038	1.172,3
Kalium	1 t K ₂ O	617	1,38	0,049	661,2
Düngekalk	1 t CaO	284	0,29	0,019	296,0

Tabelle 35: Treibhausgasemissionen je kg Dünger aus der Bereitstellung der 1993 in Deutschland durchschnittlich abgesetzten Düngemittel (PATYK & REINHART, 1997)

Nach Untersuchungen am ABF-BOKU liegt der mittlere Gesamtstickstoffgehalt von 27 Kompostproben bei 1,7 % TM und der Phosphatgehalt bei 1,2 % TM, das entspricht 0,5 % Phosphor. Der Kaliumgehalt liegt bei 0,8 % TM, das sind 9,64 % Kaliumoxid (BINNER et al., 2008). In Tabelle 36 werden mit diesen Nährstoffgehalten und den Treibhausgasemissionen nach PATYK & REINHART (1997) die Emissionseinsparungen berechnet.

Nährstoff	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
kg Nährstoff/t Kompost-TM	17	12	9,64
kg CO ₂ -Äquivalente/kg Nährstoff	7,66	1,17	0,66
vermiedene Emissionen in kg CO ₂ -Äquivalenten pro Tonne Kompost-TM (1:1 Ersatz der Nährstoffe)	-130,2	-14,0	-6,4
gesamte vermiedene Emissionen (kg CO ₂ -Äquivalente pro t Kompost-TM)	-150,6		
vermiedene Emissionen (kg CO ₂ -Äquivalente pro t Kompost-FM - 40 % Wassergehalt)	-90,4		

Tabelle 36: Berechnung der vermiedenen Emissionen durch den Ersatz mineralischer Dünger durch Kompost (Daten aus BINNER et al., 2008 und PATYK & REINHART, 1997)

SMITH et al. (2001) haben pro Tonne Kompost, dessen Nährstoffe Mineraldünger ersetzen, eine Einsparung von 35,5 kg CO₂-Äquivalenten errechnet. Da die in dieser Berechnung angeführten Nährstoffgehalte vergleichsweise niedrig sind, werden die vermiedenen Emissionen noch einmal berechnet (siehe Tabelle 37). Hierfür werden die von SMITH et al. (2001) verwendeten Treibhausgasemissionen aus der Herstellung von Mineraldüngern (EU-Durchschnitt) und die Nährstoffgehalte nach BINNER et al. (2008) verwendet.

Nährstoff	N	P	K
(kg Nährstoff/t Kompost-TM)	17	5	8
kg CO ₂ -Äquivalente/kg Element	5,29	0,52	0,38
vermiedene Emissionen in kg CO ₂ -Äquivalenten pro Tonne Kompost-TM (1:1 Ersatz der Nährstoffe)	-89,9	-2,6	-3,0
gesamte vermiedene Emissionen (kg CO ₂ -Äquivalente pro t Kompost-TM)	-95,5		
gesamte vermiedene Emissionen (kg CO ₂ -Äquivalente pro t Kompost - 40 % Wassergehalt)	-57,3		

Tabelle 37: Berechnung der vermiedenen Emissionen durch den Ersatz mineralischer Dünger durch Kompost (mit Daten aus BINNER et al., 2008 und SMITH et al., 2001)

Wenn Kompost verwendet und dadurch mineralische Düngemittel eingespart werden, können somit bis zu 90 kg CO₂-Äquivalente an Treibhausgasemissionen eingespart werden. Stickstoff wird sich bei einer gewünschten Aufrechterhaltung des Ertragsniveaus jedoch nicht vollständig ersetzen lassen. Gründe sind die niedrigen Stickstoffgehalte im Kompost und die eingeschränkte Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffes. EBERTSEDER et al. (1997) geben für die Pflanzenverfügbarkeit im Jahr der Anwendung als grobe Faustzahl 5 % des Kompoststickstoffs an. Im zweiten Jahr sind noch ca. 3 % des im Boden verbliebenen Reststickstoffs pflanzenverfügbar und in den Folgejahren 2-3 % des Reststickstoffes. Mit weiteren Kompostdüngungen summieren sich die jährlichen Einzeleffekte und führen zu einer Anreicherung des Bodens mit Stickstoff. Dieser Bodenstickstoff wird laufend mineralisiert und führt zu einem höheren N-Angebot für die Pflanzen. Wird erst mit einer Kompostdüngung begonnen, so kann in den ersten Jahren nicht viel Stickstoff-Mineraldünger eingespart werden, wenn ein hohes Ertragsniveau aufrechterhalten werden soll. Erst später kann die Mineraldüngung zunehmend reduziert werden (EBERTSEDER et al., 1997).

Wenn der Kompost tatsächlich Mineraldünger ersetzt, können also pro Tonne Kompost je nach Berechnung 35-90 kg CO₂-Emissionen eingespart werden. Diese vermindern grundsätzlich die Belastung für das Klima und sind deshalb vorteilhaft und begrüßenswert. Da die Überprüfung des verringerten Mineraldüngereinsatzes für die Kompostanlagenbetreiber aber mühsam und aufwändig ist, wird keine Einbeziehung dieser Emissionsreduktionen in die Methodologie empfohlen.

Durch eine Verringerung der Stickstoffdüngung können auch Lachgasemissionen aus dem Boden vermindert werden. Diese entstehen durch mikrobielle Umsetzungen von stickstoffhaltigen Düngern im Boden. Als Emissionsfaktor für die direkten N₂O-Emissionen bewirtschafteter Böden gibt das IPCC (2009) einen Default-Wert von 1 % des ausgebrachten Stickstoffes an. Dieser Faktor gilt für Stickstoff, der über Mineraldünger, organische Bodenverbesserungsmittel und Ernterückstände zugeführt wird sowie für jenen, der als Folge des Kohlenstoffverlustes im Boden mineralisiert wird. Der Unsicherheitsbereich wird mit 0,003-0,03 kg N₂O-N/kg N angegeben. Dieser Emissionsfaktor bezieht unterschiedliche Bodenbedeckungen, Bodenarten, Klimabedingungen und Bewirtschaftungsverfahren nicht ein (IPCC, 2009). Bei geringeren Stickstoffzufuhren kann daher mit geringeren Distickstoffoxidemissionen gerechnet werden.

Da die Stickstoffquelle (Mineraldünger oder Kompost) auf die N₂O-Emissionen keinen Einfluss hat, macht eine Einbeziehung in die Methodologie keinen Sinn.

10.7 Anmerkung zum Baseline-Szenario

Im Baseline-Szenario werden nur die Methanemissionen aus dem anaeroben Abbau des organischen Materials berücksichtigt. Analog zur Emissionsberechnung für die Kompostierung müssten eigentlich auch hier die Emissionen aus dem Strom- und Treibstoffverbrauch auf der Deponie etc. einbezogen werden. Diese könnten beispielsweise anteilig für die organischen Abfälle im deponierten Abfall berechnet werden.

Es wird nicht berücksichtigt, dass auch nach dem Ende des Projektes noch Methanemissionen aus der Deponie austreten. Auch wenn die Kompostanlage nach einem Jahr den Betrieb einstellt, entstehen aus dem in diesem Jahr kompostierten Bioabfall keine Methanemissionen mehr. Durch die Kompostierung werden Methanemissionen aus Deponien im Ausmaß des Gasbildungspotentials vermieden! Eine Lösung wäre es, mit dem Gasbildungspotential der kompostierten Abfälle zu rechnen. Dieses kann experimentell (vor Projektbeginn) sehr einfach bestimmt werden.

Die Formel zur Berechnung der Baseline-Emissionen ist mit vielen Unsicherheiten behaftet, Annahmen und Abschätzungen fließen ein. So wird z.B. eine Methanoxidationsschicht mit einem Faktor berücksichtigt, diese kann aber erst aufgebracht werden, wenn die Deponie abgeschlossen ist und zeigt vorher keine Wirkung. Der Vorschlag, mit dem Gasbildungspotential der kompostierten Abfälle zu rechnen, würde diese Schwachpunkte eliminieren und alle vermiedenen Methanemissionen einbeziehen.

11. Schlussfolgerungen

Die Sensitivitätsanalyse, die für die Emissionen der österreichischen Kompostanlage durchgeführt wurde, zeigt, dass die größten Reduktionspotenziale in der Prozessführung liegen. Wenn die Methanemissionen durch geeignete Maßnahmen (beispielsweise hoher Strukturmaterialanteil, häufiges Umsetzen während der Intensivrotte sowie geringe Mietenabmessungen) vermindert werden, so verringern sich die gesamten Emissionen erheblich. Dies sollte aber vor allem in den sogenannten „Entwicklungsländern“ nicht zu einer Errichtung hochtechnisierter Anlagen führen, da diese dort meist nicht praktikabel sind, da es an Know-how, Ersatzteilen usw. fehlt und durch Hochtechnologie nur wenige Arbeitsplätze geschaffen werden. Die anderen Faktoren wie Transportdistanzen, Treibstoff, Sickerwasserbehandlung und -entsorgung können bezüglich der Treibhausgasemissionen natürlich optimiert werden und tragen auch zu einer Reduktion der Emissionen bei, allerdings in einem weit geringeren Ausmaß als die Verminderung der Methanemissionen.

Es gibt einige Punkte zur Verbesserung der CDM-Methodologie AMS III.F., die ohne großen zusätzlichen Aufwand seitens der Projektdurchführenden umgesetzt werden könnten.

1. Distickstoffoxidemissionen
Viele Untersuchungen belegen, dass während der Kompostierung Distickstoffoxid entsteht und freigesetzt wird. Die N_2O -Emissionen könnten z.B. analog zur Methodologie AM0025 mit einem Emissionsfaktor pro kg Kompost berechnet werden.
2. Default-Wert für Methanemissionsfaktor während der Kompostierung
Der Default-Wert für den Methanemissionsfaktor – 4 g/kg Bioabfall (FM) – ist zu hoch und sollte angepasst werden. Andernfalls werden im Vergleich zur Berechnung mit anderen erhobenen Emissionsfaktoren viel zu hohe Methanemissionen ermittelt. Die Änderung der Methodologie, durch die der Emissionsfaktor auf 0 gesetzt werden kann, wenn der Sauerstoffgehalt in der Mietenluft über 8 % liegt, ist ein Ansatz zur Verbesserung. In der Planungsphase sind diese Messungen aber nicht durchführbar (entsprechende Messungen können erst nach Inbetriebnahme durchgeführt werden) und die Antragsteller sind in Ermangelung orts- oder länderspezifischer Daten meist auf den Default-Wert angewiesen. Weiters stellen die erforderlichen Messungen während des Routinebetriebes der Kompostanlage einen erheblichen Zeitaufwand dar. In Entwicklungsländern sind sie meist nicht in der erforderlichen Qualität durchführbar.
3. Methanemissionen aus der anaeroben Lagerung bzw. der Deponieentsorgung der Produkte der biologischen Behandlung
Grundsätzlich ist die Kompostierung keine Vorbehandlung von Abfällen für die Deponierung, sondern dient der Herstellung eines wertvollen Bodenverbesserungsmittels. Eine Deponierung ist im Allgemeinen also die Ausnahme. Eine Berechnung der Emissionen wird durch den fehlenden DOC-Wert von Kompost im „Tool to determine methane emissions avoided from

disposal of waste at a solid waste disposal site“ erschwert. Beim Vergleich von Kompost mit Material aus der mechanisch-biologischen Behandlung zeigt sich, dass dieses nur noch ein geringes Gasbildungspotential hat und das entstehende Methan in Deponien mit methanoxidierenden Schichten vollständig oxidiert werden kann. Die Berechnung der Emissionen aus der Deponieentsorgung von Kompost kann aus diesen Gründen durchaus vernachlässigt werden.

4. CO₂-Speicherung durch Kompostanwendung

Eine regelmäßige Kompostausbringung erhöht den Gehalt an organischer Substanz im Boden und damit auch die Speicherung von Kohlenstoff. Diese Fixierung von Kohlendioxid im Boden sollte berücksichtigt und von den Projektemissionen abgezogen werden. Der Wert hierfür muss allerdings noch festgelegt werden.

5. Berechnung des Baseline-Szenarios

Es ist nicht verständlich, dass nur die während der Projektdauer anfallenden Methanemissionen aus der Deponierung angerechnet werden dürfen. Die durch Kompostierung der organischen Abfälle vermiedenen Methanemissionen sind vollständig vermieden und können z.B. durch eine Ermittlung des Gasbildungspotentials des Bioabfalls erhoben werden. Dieser Wert (umgerechnet in Methan für den jährlich kompostierten organischen Abfall) könnte jedes Jahr als Baseline-Emission angenommen werden.

12. Zusammenfassung

Der Klimawandel ist eine der größten Herausforderungen im Umweltbereich, auf die die Vereinten Nationen mit dem Beschluss des „Rahmenübereinkommens der Vereinten Nationen über Klimaänderungen“ reagiert haben. Im Kyoto-Protokoll verpflichteten sich die unterzeichnenden Länder zu festgelegten Emissionsreduktionen. Die Länder des Annex I (Industrie- und Schwellenländer) können diese neben den nationalen Maßnahmen zum Teil auch durch flexible Mechanismen, wie die Anwendung des „Clean Development Mechanism“ erreichen. Das heißt, dass sie emissionsreduzierende Projekte in den Ländern finanzieren, die nicht im Annex I aufscheinen. Diese Projekte sollen in den Standortländern zu einer umweltverträglichen und nachhaltigen Entwicklung führen, während die Annex I Länder sich die erzielten Emissionsreduktionen auf ihr Reduktionsziel anrechnen lassen können.

Zur Berechnung der Emissionsreduktionen werden verschiedene Methodologien verwendet. Die Methodologie AMS III.F. „Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass“ für Kleinprojekte behandelt die Vermeidung von Methanemissionen durch die kontrollierte biologische Behandlung von Biomasse. Auch die Kompostierung und die ordnungsgemäße Kompostausbringung werden darin behandelt. Die Emissionsreduktion ergibt sich durch die Vermeidung des anaeroben Abbaus des organischen Abfalls auf einer Deponie, bei dem Methan entstehen würde. Dieser anaerobe Abbau des organischen Abfalls auf einer Deponie ist auch das Baseline-Szenario, mit dem die Projektemissionen verglichen und die Emissionsreduktionen errechnet werden.

Die Emissionen aus der Projektstätigkeit setzen sich aus den Kohlendioxidemissionen aus dem Transport des Bioabfalls, jenen aus dem Verbrauch von Strom und/oder fossilen Brennstoffen durch die Betriebsanlagen des Projekts und aus den Methanemissionen aus dem Kompostierungsprozess sowie aus dem entsorgten Sickerwasser zusammen. Zusätzlich müssen die Methanemissionen aus dem Restabfall oder aus dem Kompost berechnet werden, wenn diese anaerob gelagert oder auf einer Deponie entsorgt werden.

Die Emissionsberechnung wurde zuerst für eine österreichische Kompostanlage für das Jahr 2008 durchgeführt, da die dafür benötigten Daten leicht verfügbar und verlässlich waren. Auf der Anlage wurden insgesamt 23.757,2 t Ausgangsmaterialien (Bioabfall, Grün- und Strauchschnitt, Klärschlamm etc.) kompostiert und 9.520,8 t Kompost hergestellt. Neben der Erhebung der Daten der Kompostanlage wurden auch Daten in der Literatur gesucht. Für die Treibstoffe wurden auch die Vorketten miteinbezogen. Aus dem Bereich Transport errechnen sich 24.703 kg CO₂-Äquivalentemissionen, der Stromverbrauch führt zu 6.556 kg Kohlendioxidemissionen und der Treibstoffverbrauch (Diesel und Pflanzenöl) ist für 108.615 kg CO₂-Äquivalentemissionen verantwortlich. Die Methanemissionen aus der Kompostierung wurden mit 9.557 kg Methan berechnet, das sind 200.690 kg CO₂-Äquivalente. Das entsorgte Sickerwasser wird in einer gut funktionierenden Kläranlage aufbereitet, es fallen keine Emissionen an, ebensowenig für den entsorgten Restabfall, der thermisch verwertet wird. Die gesamten Emissionen der Kompostanlage im Jahr 2008 machen nach dieser Berechnung 340.564 kg aus.

Für die österreichische Kompostanlage wurde eine Sensitivitätsanalyse, das heißt eine Berechnung der Emissionen mit jeweils einem veränderten Faktor, durchgeführt. Dadurch kann der Einfluss unterschiedlicher Parameter auf die Gesamtemissionen abgeschätzt werden. Gravierende Auswirkungen auf die Gesamtemissionen hatte lediglich die Veränderung des Methanemissionsfaktors. Bei der Verwendung des IPCC Default-Wertes ergeben sich sehr hohe Methanemissionen, die sehr deutlich über allen in der Literatur gefundenen Emissionswerten liegen.

Die fiktive peruanische Kompostanlage befindet sich in San Ramón und verarbeitet jährlich angenommene 5.700 t Bioabfälle und Strukturmaterial (Grün- und Strauchschnitt) zu ca. 3.300 t Kompost. Die Projektlaufzeit beträgt 10 Jahre. Die Emissionen teilen sich wie folgt auf die unterschiedlichen Bereiche auf: Transport 6.548 kg CO₂-Äquivalente, Treibstoffverbrauch 71.100 kg, Methanemissionen aus der Kompostierung 3.705 kg (77.805 kg CO₂-Äquivalente) und 386 kg CO₂-Äquivalente aus dem in einen Fluss eingeleiteten Sickerwasser. Insgesamt werden pro Jahr 155.839 kg CO₂-Äquivalente emittiert. Zu diesen Emissionen werden noch die Methanemissionen aus der Deponieentsorgung des Restabfalls (3 t Holzstücke jährlich) addiert.

Für die peruanische Anlage wurde auch das Baseline-Szenario nach dem „Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site“ berechnet, in dem der Bioabfall anaerob auf einer Deponie abgebaut wird. Mithilfe dieser Werte wurde die Emissionsreduktion abgeschätzt, sie liegt bei 35.895 t CO₂-Äquivalenten während der 10jährigen Projektlaufzeit.

Abschließend wurde die Methodologie kritisch betrachtet und einige ohne großen Aufwand durchführbare Änderungen vorgeschlagen. Diese beinhalten eine Einbeziehung der Distickstoffoxidemissionen aus der Kompostierung, eine Änderung des Default-Wertes für die Methanemissionen während der Kompostierung und eine Vernachlässigung der Methanemissionen aus der Deponieentsorgung von Kompost. Außerdem sollte das Kohlendioxid, das im Kompost gespeichert wird, berücksichtigt und beispielsweise von den Projektemissionen abgezogen werden. Viele Unsicherheiten bei der Berechnung des Baseline-Szenarios könnten vermieden werden, wenn mit dem Gasbildungspotential des kompostierten organischen Abfalls gerechnet würde. Dieses Vorgehen würde auch alle auf der Deponie vermiedenen Methanemissionen einbeziehen und nicht nur jene während der Projektlaufzeit.

Literaturverzeichnis

- ABD EL KADER N., ROBIN P., PAILLAT J-M. und LETERME P. (2007): Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. In Bioresource Technology, Volume 98, Issue 14, S. 2619-2628.
- ACHTIG S., DIEBOLD W., LECHNER P. (1993): Technische Kompostierungssysteme - Kurzbeschreibung. Offene Systeme. In: AMLINGER, F.: Handbuch der Kompostierung. Ein Leitfaden für Praxis, Verwaltung, Forschung. Ludwig Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie (Hg.), Wien, S. 129-139.
- AMLINGER (2009): schriftliche (persönliche) Mitteilung vom 27. September 2009.
- AMLINGER F. und PEYR S. (2003): Umweltrelevanz der dezentralen Kompostierung. Klimarelevante Gasemissionen, flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung. Endbericht Dezember 2003. Im Auftrag von Amt der Wiener Landesregierung - MA 48, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung - RU3, Amt der oberösterreichischen Landesregierung - Abt. Umweltschutz, Amt der Salzburger Landesregierung - Abt. 16/01 Umweltschutz, Amt der Tiroler Landesregierung - Abt. Umweltschutz und BM für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - Abt. V/4 und VI/4. Kompost - Entwicklung und Beratung. Technisches Büro für Landwirtschaft, DI Florian Amlinger, Perchtoldsdorf.
- AMLINGER F., CLEMENS J. CUHLS C., HILDEBRANDT U., MÜSKEN J. & PEYR S. (2005): Stand der Technik der Kompostierung. Grundlagenstudie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hg.), Wien.
- AMLINGER F., PEYR S., GESZTI J., DREHER P., WEINFURTNER K. und NORTCLIFF S. (2006): Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden. Literaturstudie. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hg.), Wien.
- AMLINGER F., PEYR S. und CUHLS C. (2008): Green house gas emissions from composting and mechanical biological treatment. In: Waste Management & Research, Volume 26, Issue 1, S. 47-60.
- ARNOLD M. (2005): Espoo: VTT Processes: Unpublished material from measurements from biowaste composts (persönliche Mitteilung). Zitiert in: IPCC (2006).

- BAFU (o.J.) - Bundesamt für Umwelt der Schweizerischen Eidgenossenschaft: Energieinhalte und CO₂-Emissionsfaktoren von fossilen Energieträgern. <http://www.bafu.admin.ch/energie/index.html?lang=de> (Zugriff 25. August 2009).
- BAKER & McKENZIE (2007): What is additionality? <http://www.cdmrulebook.org/165> (Zugriff am 23. Oktober 2009).
- BATJES N.H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. In European Journal of Soil Science, Volume 47, Number 2. S. 151-163.
- BECK-FRIIS B., PELL M., SONESSON U., JÖNSSON H. und KIRCHMANN H. (2000): Formation and emission of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste. In: Environmental Monitoring and Assessment, Volume 62, Number 3, S. 317-331.
- BECK-FRIIS B.G. (2001): Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane during composting of organic household waste. Dissertation an der "Swedish University of Agricultural Sciences", Uppsala, Schweden. Zitiert in: IPCC (2009).
- BEER K., KORIATH H., PODLESACK W. und THRAENE D. (1990): Organische und mineralische Düngung. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- BGBI. II Nr. 292/2001: Verordnung über die Qualitätsanforderungen an Komposte aus Abfällen (Kompostverordnung), Wien.
- BGBI. II Nr. 39/2008: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über Deponien (Deponieverordnung 2008), Wien.
- BINNER E. (2009): persönliche Mitteilungen.
- BINNER E. und LECHNER P. (1993): Technische Kompostierungssysteme - Kurzbeschreibung. Geschlossene, zwangsbelüftete Systeme. In: AMLINGER, F.: Handbuch der Kompostierung. Ein Leitfaden für Praxis, Verwaltung, Forschung. Ludwig Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie (Hg.), Wien, S. 142-152.
- BINNER E., LECHNER P. und SMIDT E. (2004): Biologische Behandlung. In: LECHNER, P. (Hrsg.): Kommunale Abfallentsorgung. Facultas Universitätsverlag, Wien, S. 137-186.
- BINNER E., LECHNER P., SMIDT E., MEISSEL K. und TINTNER J. (2008): Huminstoffe als Qualitätsparameter für Komposte und zur verfahrenstechnischen Optimierung von Kompostanlagen. Gesamtbericht. FFG-Forschungsprojekt Projekt-Nr. 808753 / 812303 / 814375. Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- BLOCHBERGER F. (1998): Einfluß der Materialaufbereitung auf Geruchsemissionspotential und Rotteverlauf bei der Mietenkompostierung von Bioabfällen. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

- BOKHORST J. und TER BERG, C. (2001): Mest & Compost Behandelen beoordenen & Toepassen. (Eng: Manure & Compost - Treatment, judgement and use). In BOKHORST J. und TER BERG C.: Handboek Mest en Compost, number LD8, Louis Bolk Instituut, Driebergen, Niederlande. Zitiert in UNFCCC (2009f).
- BOXBERGER J., AMON B. und PÖLLINGER A. (1997): Flüssige und gasförmige Emissionen während der Festmistlagerung und -kompostierung. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein - BAL (Hg.): Bericht über die 7. Lysimetertagung „Lysimeter und nachhaltige Landnutzung“ am 7., 8. und 9. April 1997. BAL, Irdning, S. 129-133.
- CUHLS C., MÄHL B., BERKAU S. und CLEMENS J. (2008): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Abschlussbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes. Gewitra - Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH, Bonn.
- CZEPIEL P., DOUGLAS E., HARRISS R. und CRILL P. (1996): Measurements of N₂O from composted organic wastes. In: Environmental Science & Technology, Volume 30, No. 8, S. 2519-2525.
- DE BERTOLDI M. und INSAM H. (2007): Microbiology of the Composting Process. In: DIAZ L. F. et al. (Hg.): Compost science and technology. - (Waste management series; V. 8), Elsevier, Oxford, S. 25-48.
- DIAZ L. F., SAVAGE G. M., EGGERTH L. L. und CHIUMENTI A. (2007): Systems Used in Composting. In DIAZ L. F. et al. (Hg.): Compost science and technology. - (Waste management series; V. 8), Elsevier, Oxford, S. 67-87.
- DETZEL A., VOGT R., FEHRENBACH H., KNAPPE F. und GROMKE U. (2003): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung und internationale Richtlinien: Teilbericht Abfall/Abwasser. IFEU Institut, Heidelberg und- Öko-Institut e.V., Freiburg. Zitiert in IPCC (2009).
- EBERTSEDER T., GUTSER R. und CLAASSEN N. (1997): Bioabfallkompost. Qualität und Anwendung in der Landwirtschaft. Teilbericht 2 der Ergebnisse des Verbundforschungsvorhabens „Umweltschonende Aufbereitung und Verwertung von Bioabfall durch Kompostierung und Rückführung auf landwirtschaftliche und gärtnerische Flächen“. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1997): Bioabfallkompostierung. Verfahren und Verwertung. Schriftenreihe Heft 139, München.
- ECCP (o.J.): Working Group Sinks Related to Agricultural Soils. Final Report. http://ec.europa.eu/environment/climat/pdf/finalreport_agricsoils.pdf (Zugriff am 27. November 2009)

- EDELMANN W. und SCHLEISS K. (2001): Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe. Ausgearbeitet durch Arbeitsgemeinschaft Bioenergie (arbi) und Umwelt- und Kompostberatung Schleiss im Auftrag von Bundesamt für Energie und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Baar.
- EPEA (2008): Ökologisches Leistungsprofil von Verfahren zur Behandlung von biogenen Reststoffen. Kompass für die Entscheidungsfindung vor dem Hintergrund der geplanten Überarbeitung des Erneuerbaren-Energien-Gesetzes. Entwickelt in Kooperation mit VHE - Verband der Humus- und Erdenwirtschaft e.V., EPEA Internationale Umweltforschung GmbH, Hamburg.
- EVN (2009): <http://www.evn-energievertrieb.at/Privatkunden/Produkte/Strom/Optima-Eco.aspx> (Zugriff 25. August 2009)
- FAO (2009): AQUASTAT. FAO's Information System on Water and Agriculture. Climate information tool.
<http://www.fao.org/nr/water/aquastat/gis/index3.stm> (Zugriff am 28. Dezember 2009)
- FAO (2009a): Web LocClim, Local Monthly Climate Estimator. Average temperature (deg C) for query point (lon -74.641, lat -10.879, altitude 800)
<http://www.fao.org/sd/locclim/srv/en/locclim.getValue?method=inverseDistance&variable=me&method=inverseDistance&lon=-74.641&lat=-10.879&maxDist=&minStations=&maxStations=&exponent=&altCorrection=true&alt=800&altCorrMaxDist=&altCorrMinStations=&altCorrMaxStations=> (Zugriff am 31. Dezember 2009)
- FAVOINO E. und HOGG D. (2008): Effects of composted organic waste on ecosystems - a specific angle: The potential contribution of biowaste to tackle Climate Change and references to the Soil Policy. In: Fuchs J.G., Kupper Th., Tamm L. und Schenk K. (Hg.): Compost and digestate: sustainability, benefits, impacts for the environment and for plant production. Proceedings of the international congress CODIS 2008. February 27-29, 2008, Solothurn, Switzerland. FiBL, Frick, Schweiz, S. 145-156.
- FIRESTONE M. K. und DAVIDSON E. A. (1989): Microbiological basis of NO and NO₂ production and consumption in soil. In: Andreae M. O. und Schimmel D. S. (Hg.): Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. Wiley, Chichester, S. 7-21. Zitiert in: CUHLS, C., MÄHL, B., BERKAU, S. und CLEMENS, J. (2008).
- FNR (2009) - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (Hg.): Biokraftstoffe. Basisdaten Deutschland., Gülzow. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_174-basisdaten_biokraftstoff.pdf (Zugriff am 28. Oktober 2009)

- FORSTER P., RAMASWAMY V., ARTAXO P., BERNTSEN T., BETTS R., FAHEY D.W., HAYWOOD J., LEAN J., LOWE D.C., MYHRE G., NGANGA J., PRINN R., RAGA G., SCHULZ M. und VAN DORLAND R. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K. B., Tignor M. und Miller H.L. (eds.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom und New York, NY, USA.
- FRITSCH U. R. und SCHMIDT K. (2008): Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS). Handbuch zu GEMIS 4.5. Öko-Institut e.V., Darmstadt.
- FUKUMOTO Y., OSADA T., HANAJIMA D. Und HAGA K. (2003): Patterns and quantities of NH₃, N₂O and CH₄ emissions during swine manure composteign without forced aeration — effect of compost pile scale. In: Bioresource Technology, Volume 89, Issue 2, Elsevier Applied Science, Barking, Essex, S. 109-114.
- GALLENKEMPER B., BECKER G., HAMS S., FLAMME S., WALTER G. und MUTZ H. (2008): Ressourcen- und Klimaschutz in der Siedlungsabfallwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen. Zukünftige Potenziale und Entwicklungen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Referat IV-3 (Hg.), Düsseldorf.
- GEMIS 4.5 (2008) - Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme. Öko-Institut e.V. Institut für angewandte Ökologie, Darmstadt. www.gemis.de
- GOOGLE (2009): Google Earth, Version 5.1.
- GRONAUER A., HELM M., SCHÖN H. (1997): Verfahren und Konzepte der Bioabfallkompostierung. Vergleich - Bewertung - Empfehlungen. Teilbericht 1 der Ergebnisse des Verbundforschungsvorhabens „Umweltschonende Aufbereitung und Verwertung von Bioabfall durch Kompostierung und Rückführung auf landwirtschaftliche und gärtnerische Flächen“. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1997): Bioabfallkompostierung. Verfahren und Verwertung. Schriftenreihe Heft 139, München.
- HAO X., CHANG C., LARNEY F.J. und TRAVIS G.R. (2001): Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting. In: Journal of Environmental Quality, Volume 30, Issue 2, S. 376-386.
- HBEFA (2004): Handbook Emission Factors for Road Transport <http://www.hbefa.net/> (Zugriff August 2009)
- HELLEBRAND H.J. (1998): Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste. In: Journal of agricultural engineering research, Volume 69, Issue 4, S. 365-375.

- HELLEBRAND H. J. (1999): Lachgasemissionen beim Kompostieren. In: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hg.): Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft. Band 77, Heft 1, S. 104-108.
- HELLMANN B. (1995): Freisetzung klimarelevanter Spurengase in Bereichen mit hoher Akkumulation von Biomassen. Abschlussbericht zum Förderprojekt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Zeller Verlag, Osnabrück.
- HELLMANN B., ZELLES L., PALOJÄRVI A. and BAI, Q. (1997): Emission of Climate-Relevant Trace Gases and Succession of Microbial Communities during Open-Windrow Composting. In: Applied and Environmental Microbiology, Vol. 63, No. 3, S. 1011-1018.
- HELM M. (1995): Prozessführung bei der Kompostierung von organischen Reststoffen aus Haushalten. KTBL-Schrift 371. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hg.), Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup.
- HENSLE G., HOCHHUBER, J., SCHÖPE, P., AMMANN, N., RAMMING, H., SCHMIDT, R und BOCKORD, E. (2004): Klima schützen - Kosten senken. Leitfaden für effiziente Energienutzung in Industrie und Gewerbe. Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (Hg.), Augsburg. [http://www.bestellen.bayern.de/application/stmugv_app000005?SID=729628124&ACTIONxSESSxSHOWPIC\(BILDxKEY:lfu_klima_00022,BILDxCLASS:Artikel,BILDxTYPE:PDF\)=X](http://www.bestellen.bayern.de/application/stmugv_app000005?SID=729628124&ACTIONxSESSxSHOWPIC(BILDxKEY:lfu_klima_00022,BILDxCLASS:Artikel,BILDxTYPE:PDF)=X) (Zugriff am 25. August 2009)
- HERMANN T. und SOYEZ K. (2001): Beschreibung biologisch inaktiver Abfälle. In: Soyez K. (Hg.): Mechanisch-biologische Abfallbehandlung: Technologien, Ablagerungsverhalten und Bewertung. Gesamtdarstellung der wissenschaftlichen Ergebnis des Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HIRSCHFELD J., WEIß J., PREIDL M. und KORBUN T. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08. Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (Hg.), Berlin.
- HUBER-HUMER M. (2004): Abatement of landfill methane emissions by microbial oxidation in biocovers made of compost. Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.), IPCC, Genf.

- IPCC (2007a): 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.
- IPCC (2009): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. February 2009. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan, Volume 2 Energy, Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use und Volume 5 Waste.
- JIMENEZ J. E. (2009): persönliche Mitteilung. Stadtverwaltung San Ramón.
- JUNGBLUTH N. (2007): Erdöl. In: Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (Ed. Dones R.). ecoinvent report No. 6-IV, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, CH.
- KEHRES B. (1990): Zur Qualität von Kompost aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen. Dissertation an der Gesamthochschule Kassel, Witzenhausen.
- KERN M. (1992): Grundlagen verfahrenstechnischer Vergleiche von Kompostanlagen. In: WIEMER, K. und KERN, M. (Hrsg.): Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 11-40.
- KLINGENBRUNNER W. (2009): persönliche Mitteilungen.
- KORNER M. (1990): Der Einfluss der Temperatur, der Feuchte und des kapillaren O₂-Gehaltes auf die Abbaurate und die Humifikation während der Hochtemperaturphase einer Walmenkompostierung sowie ein Vorschlag für eine zweidimensionale Modellierung. Diplomarbeit am Institut für Terrestrische Ökologie, ETH Zürich. Zitiert in CUHLS, C., MÄHL, B., BERKAU, S. und CLEMENS, J. (2008)
- KRANERT M. (2000): Grundlagen der Kompostierung. In: BIDLINGMAIER, W. (Hg.): Biologische Abfallverwertung. Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 37-59.
- LAGA (1995): LAGA-Merkblatt M 10 über Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 21. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LAL R. (2003): Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. In: Critical Reviews in Plant Sciences, Volume 22, Issue 2, S. 151-184.

- LARNEY F. J., OLSON A. F., CARCAMO A. A. und CHANG C. (2000): Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer. In: Bioresource Technology, Volume 75, Issue 2, S. 139-148.
- LEIFELD J., SIEBERT S. und KÖGEL-KNABNER I. (2002): Changes in the chemical composition of soil organic matter after application of compost. In: European Journal of Soil Science. Volume 53, Issue 2, S. 299-309.
- LEINEMANN, B (1998): Die Bildung klimarelevanter Spurengase während der Kompostierung in Abhängigkeit von der Bioprozeßführung und dem Inputmaterial. Dissertation an der Gemeinsamen Naturwissenschaftlichen Fakultät der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig.
- LINZNER R., MOSTBAUER P., BINNER E. und SMIDT E. (2005): Klimarelevanz der Kompostierung unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik und Kompostanwendung (KliKo). Endbericht im Auftrag der MA 48. Projektleitung: Peter Lechner. Institut für Abfallwirtschaft, Universität für Bodenkultur, Wien.
- LOPEZ-REAL J. und BAPTISTA M. (1996): A Preliminary Comparative Study of Three Manure Composting Systems and their Influence on Process Parameters and Methane Emissions. In: Compost Science and Utilization, Vol. 4, No. 3, S. 71-82.
- MANIOS T., MANIADAKIS K., BOUTZAKIS P., NAZIRIDIS Y., LASARIDI K., MARKAKIS G und STENTIFORD E. (2007): Methane and carbon dioxide emission in a two-phase olive-oil mill sludge windrow pile during composting. In: Waste Management, Volume 27, Issue 9, S. 1092-1098.
- ÖWAV (2009): ÖWAV-Regelblatt 518: Anforderungen an den Betrieb von Kompostierungsanlagen. Selbstverlag des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Wien.
- PATYK A. und REINHARDT G.A. (1997): Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlag, Braunschweig.
- PERTL A. (2009): Die Klimarelevanz der Aufbereitung und Energieumwandlung von Biogas. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- ProBas (2008): Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente. www.probas.umweltbundesamt.de (Zugriff 22. September 2009)
- RICHARD T. (o.J.): Cornell composting, Operator's Fact Sheet #4 of 10, Cornell Waste Management Institute, Dept of Crop and Soil Sciences, Cornell University, Ithaca, NY, USA.
<http://compost.css.cornell.edu/Factsheets/FS4.html> (Zugriff am 2. November 2009)
- SAAL Th. v. d. (1992): Das Envital-Verfahren zur Bioabfallkompostierung. In: WIEMER, K. und KERN, M. (Hrsg.): Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 57-75.

- SCHARTEL T., BENCKISER G. und OTTOW C. J. G. (1997): Lachgas- (N_2O -) Quantifizierung während der Mineralisations- und Stabilisierungsphase organischer Abfälle in Kompostierungsboxen und Kompostmieten. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 83, S. 367-370.
- SCHATTNER-SCHMIDT S., HELM M., GRONAUER A. und HELLMANN B. (1995): Kompostierung biogener Abfälle. Gasförmige Emissionen. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hg.): Landtechnik. Fachzeitschrift für Agrartechnik und ländliches Bauen. 50. Jahrgang, Heft 6, S. 364-365.
- SCHEFFER F. und SCHACHTSCHABEL P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage, neu bearbeitet und erweitert von Hans-Peter Blume u.a., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- SCHENK M.K., APPEL S. und DAUM D. (1997): N_2O emissions during composting of organic waste. Institute of Plant Nutrition, University of Hannover, Hannover.
- SCHLEISS K. (2008): GHG savings from biological treatment and application of compost. Präsentation beim ECN/ORBIT e.V. Workshop 2008: "The future for Anaerobic Digestion of Organic Waste in Europe". http://www.stopwaste.org/docs/ghg_savings_from_biological_treatment_and_application_of_compost.pdf (Zugriff am 27. November 2009)
- SEILNACHT T (o.J.): Methan CH_4 . http://www.seilnacht.com/Chemie/ch_methan.htm (Zugriff am 12. Dezember 2009)
- SENAMHI (2009): schriftliche (persönliche) Mitteilung vom 17. Dezember 2009. Direccion Regional del SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología), Junin.
- SMITH A., BROWN K., OGILVIE S., RUSHTON K. und BATES J. (2001): Waste management Options and Climate Change: Final Report to the European Commission, DG Environment. AEA Technology, Culham, Abingdon.
- SMITH, P., POWLSON D.S., GLENDINING M.J. und SMITH J.U. (1997): Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. In: Global Change Biology, Volume 3, Issue 1, S. 67-79.
- SMITH, P., D. MARTINO, Z. CAI, D. GWARY, H. JANZEN, P. KUMAR, B. McCARL, S. OGLE, F. O'MARA, C. RICE, B. SCHOLLES, O. SIROTENKO (2007): Agriculture. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. METZ, O.R. DAVIDSON, P.R. BOSCH, R. DAVE, L.A. MEYER (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- SOMMER S. G. und MØLLER H. B. (2000): Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production — effect of straw content. In: The Journal of Agricultural Science, Volume 134, Issue 03, S. 327-335.
- SZANTO G.L., HAMELERS H.V.M., RULKENS W.H. und VEEKEN A.H.M. (2007): NH₃, N₂O and CH₄ emissions during passively aerated composting of straw-rich pig manure. In: Bioresource Technology, Volume 98, Issue 14, S. 2659-2670.
- THOMPSON A. G., WAGNER-RIDDLE C. und FLEMING R. (2004): Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure. In: Environmental Monitoring and Assessment, Volume 91, Numbers 1-3, S. 87-104.
- UMWELTBUNDESAMT (2009): Klimaschutzbericht 2009. Selbstverlag, Wien.
- UN (1992): Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. New York.
- UN (1997): Kyoto protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. Kyoto.
- UNFCCC (2007): Golden Hope Composting Project - Lavang. Version 05, 10th Nov 2007. Clean development mechanism. Simplified project design document for small-scale project activities
<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/PJAU23FJL98Z3SY77DLYQNXIFPY0CC> (Zugriff am 3. November 2009)
- UNFCCC (2008): Methodological Tool "Tool for the demonstration and assessment of additionality". Version 05.2.
<http://cdm.unfccc.int/methodologies/PAmethodologies/tools/am-tool-01-v5.2.pdf> (Zugriff am 23. Oktober 2009)
- UNFCCC (2008a): Tool to determine methane emissions avoided from disposal of waste at a solid waste disposal site. Version 4. Gültig ab 2. August 2008.
<http://cdm.unfccc.int/methodologies/PAmethodologies/tools/am-tool-04-v4.pdf> (Zugriff am 9. September 2009)
- UNFCCC (2008b): Approved baseline and monitoring methodology AM0025 "Avoided emissions from organic waste through alternative waste treatment processes". Version 11, gültig ab 28. November 2008.
http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/CDMWF_AM_PJSD36RRF6X16OA7CSTR7H38OXVJTG (Zugriff am 7. Oktober 2009)
- UNFCCC (2008c): Consideration of methane emissions factor for composting of organic waste under AMS III.F. version06. Query by Mr. Sumit Barat, 21st October 2008.
<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/DXFI3YOYRBRTGGU0D7XX78ZTSNNBVR> (Zugriff am 3. Dezember 2009)

- UNFCCC (2008d): Laguna de Bay Community Waste Management Project: Avoidance of methane production from biomass decay through composting -1. PDD version 4. Date of the document: 11.-01-08. Clean development mechanism. Project design document form.
<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/9QSWELPZW42SCEOKA9ZA81NJ69CZ5D> (Zugriff am 3. November 2009)
- UNFCCC (2008e): Gianyar Waste Recovery Project. PDD Version 3, April 8, 2008. Clean development mechanism. Project design document form.
<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/4SPDWV3KYDNJWX3EN76CYORBACYPSO> (Zugriff am 3. November 2009)
- UNFCCC (2009): Global Warming Potentials.
http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php (Zugriff am 4. September 2009)
- UNFCCC (2009a): Kyoto Protocol. http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php (Zugriff am 28. September 2009)
- UNFCCC (2009b): AMS III.F.: Avoidance of methane emissions through controlled biological treatment of biomass. Version 8. Gültig ab 31. Juli 2009.
<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/BRT65K2ODSCGNLZIWQA7YFEMH04XJ9> (Zugriff am 9. September 2009)
- UNFCCC (2009c): Santa Cruz I Hydro Power Plant. Document V.6. Date completed: 13/09/2009. Clean development mechanism. Project design document form.
<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/7DT2MBIHXQOC4KJ3S5P0ULF91ARV6W> (Zugriff am 16. Dezember 2009)
- UNFCCC (2009d): Query on the project emission factor EFcomposting. Mr. Ashwini Malhotra, Ecovalley Farms and Foods Limited, 3rd March 2009.
<http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/016AHW61CI8VQGMBN7S2ZRQKQZ46MP> (Zugriff am 3. Dezember 2009)
- UNFCCC (2009e): Consideration of methane emissions factor for composting of organic waste under AMS III.F. version 06. CDM: Recommendation Form for Small Scale Methodologies (version 01). Behandelt bei dem Treffen der Small Scale Working Group 19 am 27. Februar 2009.
http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/AM_CLAR_BKKQKPUUJ4UC95AVM8WKOJ66V6JEKU (Zugriff am 2. November 2009)
- UNFCCC (2009f): Revision regarding calculation of project methane emissions during composting in AMF-III.F. Recommendation Form for Small Scale Methodologies (version 01). Behandelt bei dem Treffen der Small Scale Working Group 20 am 2. Mai 2009.
http://cdm.unfccc.int/UserManagement/FileStorage/AM_CLAR_ITQ594U82UN5JBs4WPS40ADLPBKJRY2 (Zugriff am 2. November 2009)
- VOGT R. (2008): mündliche Mitteilung vom 10.09.2008, zitiert in GALLENKEMPER et al., 2008

WELLACHER M. (2009): schriftliche (persönliche) Mitteilung vom 15. Dezember 2009, Komptech Research Center GmbH, St. Michael i. O.

Anhang

Messungen der Mietenluftzusammensetzung (Österreich)

Die Messungen wurden mit dem Gerät LFG-20 der Firma ADC Gas Analysis Limited mithilfe einer Lanze von ca. 1,5 m Länge durchgeführt. Der Sauerstoffgehalt wurde vor Beginn der Messungen bei Außenluft auf 20,8 % eingestellt. Das Messgerät zeigte für den Sauerstoffgehalt auch Werte unter 0 an, diese wurden auf 0 korrigiert. Das Alter des Materials wurde grob abgeschätzt.

Messung am 8. November 2009

Nr.	CO ₂	CH ₄	O ₂	O ₂ korr
1	19,5	1,1	1,3	1,3
2	5,4	0,0	9,8	9,8
3	13,5	0,9	12,3	12,3
4	58,2	4,5	-2,8	0,0
5	39,8	4,6	-2,9	0,0
6	15,9	0,2	2,3	2,3
7	10,8	0,1	5,5	5,5
8	18,8	0,9	0,0	0,0
9	11,0	0,4	7,4	7,4
10	11,1	0,5	7,1	7,1
11	79,5	2,7	-3,0	0,0
12	35,2	4,0	-2,5	0,0
13	42,2	4,2	-2,8	0,0
14	19,8	1,1	2,0	2,0
15	20,2	0,8	2,0	2,0
16	11,0	0,7	7,0	7,0
17	7,3	0,8	8,6	8,6
18	9,6	0,5	8,8	8,8
19	6,5	0,5	9,9	9,9
20	9,3	0,6	11,0	11,0
21	33,5	1,2	-3,0	0,0
22	59,1	3,5	-0,3	0,0

Ungefähres Alter des kompostierten Materials:

Nr. 1-5: ca. 1 Woche alt

Nr. 6-15: 6-7 Wochen alt

Nr. 15-20: 8-9 Wochen alt

Nr 21-22: abgesiebter Frischkompost

Tabelle A 1: Messung der Mietenluftzusammensetzung am 8.11.2009

Messung am 21. November 2009

Nr.	CO2	CH4	O2	O2 korr
1	10,4	0,0	6,8	6,8
2	26,9	0,0	1,1	1,1
3	38,7	0,0	-2,8	0
4	86,3	0,5	-3,2	0
5	86,3	0,2	-3,3	0
6	86,4	0,3	-1,1	0
7	86,6	0,4	-3,3	0
8	2,5	0,1	14,2	14,2
9	86,6	0,4	-3,5	0
10	16,8	0,1	3,3	3,3
11	63,5	0,4	-3,5	0
12	43,4	0,3	-2,2	0
13	65,1	0,6	-2,4	0
14	83,6	0,5	-1,6	0
15	66,8	0,6	-2,3	0
16	75,0	0,6	0,3	0,3
17	87,1	1,5	-3,3	0
18	73,2	3,7	-2,8	0
19	23,0	1,7	4,2	4,2
20	87,2	-1,5	-3,1	0
21	16,6	0,0	-0,7	0
22	29,3	0,0	-3,1	0
23	35,7	0,0	-2,1	0
24	18,6	0,0	0	0
25	18,6	3,7	-0,7	0,0
26	5,9	0,1	15,3	15,3
27	2,0	0,1	8,7	8,7
28	11,4	0,2	2,6	2,6
29	7,1	0,0	13,7	13,7
30	13,2	0,3	0,0	0,0
31	6,1	0,1	14,4	14,4
32	6,3	0,0	14,1	14,1
33	3,1	0,0	17,3	17,3
34	3,6	0,0	16,8	16,8
35	2,6	0,0	17,6	17,6
36	1,1	0,0	19,3	19,3
37	0,0	0,3	9,8	9,8
38	4,7	0,0	15,6	15,6
39	0,3	0,0	20,9	20,9
40	4,6	0,0	15,5	15,5
41	32,3	0,0	-3,0	0,0
42	19,0	3,5	-2,8	0,0
43	29,5	5,6	-2,0	0,0
44	4,6	0,2	17,1	17,1
45	25,7	1,0	0,0	0,0
46	6,8	0,2	15,7	15,7
47	4,0	0,3	11,7	11,7
48	25,6	1,0	0,0	0,0
49	50,8	7,5	-2,5	0,0
50	27,0	1,3	-1,9	0,0

Fortsetzung

Nr.	CO2	CH4	O2	O2 korr
51	42,3	8,3	-2,5	0,0
52	38,3	6,6	-1,8	0,0
53	59,9	2,9	-2,0	0,0
54	48,6	6,8	-2,0	0,0
55	7,2	0,3	11,3	11,3
56	5,7	0,3	11,8	11,8
57	26,7	1,7	0,3	0,0
58	6,4	0,5	10,6	10,6
59	54,1	5,0	0,2	0,0
60	55,6	3,5	-1,6	0,0
61	60,9	5,3	-2,1	0,0
62	90,6	8,4	-1,5	0,0

Tabelle A 2: Messung der
Mietenluftzusammensetzung am 21.11.2009

Ungefähres Alter des kompostierten
Materials:

Nr. 1-24: 1-3 Wochen alt

Nr. 25-40: 4-6 Wochen alt

Nr. 41-52: 7-8 Wochen alt

Nr. 53-62: abgesiebter Frischkompost

Berechnung des Anteils mit einem Sauerstoffgehalt < bzw. > 8 %

In der folgenden aus MS Excel übernommenen Tabelle sind die Messungen nach ungefährem Alter aufgelistet. Es ergeben sich 7 Gruppen, für die jeweils die Anteile mit einem Sauerstoffgehalt kleiner 8 % und größer/gleich 8 % angeführt werden. In den letzten beiden Spalten wird das gesamte Ausgangsmaterial (23.757,2 t) durch 7 dividiert und mit dem jeweiligen Anteil multipliziert.

	CO2	CH4	O2	O2 korr	< 8 % O2	> 8 % O2	Anteil <8% O2	Anteil >8 % O2	Bioabfall <8 % O2	Bioabfall >8 % O2
1 Woche alt	19,5	1,1	1,3	1,3	1	0	0,600	0,400	2.036,3	1.357,6
	5,4	0,0	9,8	9,8	0	1				
	13,5	0,9	12,3	12,3	0	1				
	58,2	4,5	-2,8	0,0	1	0				
	39,8	4,6	-2,9	0,0	1	0				
1-3 Wochen alt	10,4	0,0	6,8	6,8	1	0	0,958	0,042	3.252,5	141,4
	26,9	0,0	1,1	1,1	1	0				
	38,7	0,0	-2,8	0	1	0				
	86,3	0,5	-3,2	0	1	0				
	86,3	0,2	-3,3	0	1	0				
	86,4	0,3	-1,1	0	1	0				
	86,6	0,4	-3,3	0	1	0				
	2,5	0,1	14,2	14,2	0	1				
	86,6	0,4	-3,5	0	1	0				
	16,8	0,1	3,3	3,3	1	0				
	63,5	0,4	-3,5	0	1	0				
	43,4	0,3	-2,2	0	1	0				
	65,1	0,6	-2,4	0	1	0				
	83,6	0,5	-1,6	0	1	0				
	66,8	0,6	-2,3	0	1	0				
	75,0	0,6	0,3	0,3	1	0				
	87,1	1,5	-3,3	0	1	0				
	73,2	3,7	-2,8	0	1	0				
	23,0	1,7	4,2	4,2	1	0				
	87,2	-1,5	-3,1	0	1	0				
	16,6	0,0	-0,7	0	1	0				
	29,3	0,0	-3,1	0	1	0				
	35,7	0,0	-2,1	0	1	0				
	18,6	0,0	0	0	1	0				
4-6 Wochen alt	18,6	3,7	-0,7	0,0	1	0	0,188	0,813	636,4	2.757,5
	5,9	0,1	15,3	15,3	0	1				
	2,0	0,1	8,7	8,7	0	1				
	11,4	0,2	2,6	2,6	1	0				
	7,1	0,0	13,7	13,7	0	1				
	13,2	0,3	0,0	0,0	1	0				
	6,1	0,1	14,4	14,4	0	1				
	6,3	0,0	14,1	14,1	0	1				
	3,1	0,0	17,3	17,3	0	1				
	3,6	0,0	16,8	16,8	0	1				
	2,6	0,0	17,6	17,6	0	1				
	1,1	0,0	19,3	19,3	0	1				

	CO2	CH4	O2	O2 korr	< 8 % O2	> 8 % O2	Anteil <8% O2	Anteil >8 % O2	Bioabfall <8 % O2	Bioabfall >8 % O2
Fs. 4-6 Wochen	0,0	0,3	9,8	9,8	0	1				
	4,7	0,0	15,6	15,6	0	1				
	0,3	0,0	20,9	20,9	0	1				
	4,6	0,0	15,5	15,5	0	1				
6-7 Wochen alt	15,9	0,2	2,3	2,3	1	0				
	10,8	0,1	5,5	5,5	1	0				
	18,8	0,9	0,0	0,0	1	0				
	11,0	0,4	7,4	7,4	1	0				
	11,1	0,5	7,1	7,1	1	0				
	79,5	2,7	-3,0	0,0	1	0	1,000	0	3.393,9	0
	35,2	4,0	-2,5	0,0	1	0				
	42,2	4,2	-2,8	0,0	1	0				
	19,8	1,1	2,0	2,0	1	0				
	20,2	0,8	2,0	2,0	1	0				
7-8 Wochen alt	32,3	0,0	-3,0	0,0	1	0				
	19,0	3,5	-2,8	0,0	1	0				
	29,5	5,6	-2,0	0,0	1	0				
	4,6	0,2	17,1	17,1	0	1				
	25,7	1,0	0,0	0,0	1	0				
	6,8	0,2	15,7	15,7	0	1	0,700	0,300	2.375,7	1.018,2
	4,0	0,3	11,7	11,7	0	1				
	25,6	1,0	0,0	0,0	1	0				
	50,8	7,5	-2,5	0,0	1	0				
	27,0	1,3	-1,9	0,0	1	0				
8-9 Wochen alt	11,0	0,7	7,0	7,0	1	0				
	7,3	0,8	8,6	8,6	0	1				
	9,6	0,5	8,8	8,8	0	1	0,200	0,800	678,8	2.715,1
	6,5	0,5	9,9	9,9	0	1				
	9,3	0,6	11,0	11,0	0	1				
abgesiebter Frischkompost	33,5	1,2	-3,0	0,0	1	0				
	59,1	3,5	-0,3	0,0	1	0				
	42,3	8,3	-2,5	0,0	1	0				
	38,3	6,6	-1,8	0,0	1	0				
	59,9	2,9	-2,0	0,0	1	0				
	48,6	6,8	-2,0	0,0	1	0				
	7,2	0,3	11,3	11,3	0	1	0,786	0,214	2.666,6	727,3
	5,7	0,3	11,8	11,8	0	1				
	26,7	1,7	0,3	0,3	1	0				
	6,4	0,5	10,6	10,6	0	1				
	54,1	5,0	0,2	0,2	1	0				
	55,6	3,5	-1,6	0,0	1	0				
	60,9	5,3	-2,1	0,0	1	0				
	90,6	8,4	-1,5	0,0	1	0				
	58					26	Anteil <8 % O2	Anteil >8 % O2	t Bioabfall <8 % O2	t Bioabfall >8 % O2
Bioabfall (t)					15.040,2					8.717,0
Anteil					0,633					0,367
gesamt										
t					0,690 0,310					

Tabelle A 3: Berechnung des Anteils an Ausgangsmaterial, der einen Sauerstoffgehalt > 8 % in der Mietenluft aufweist

Berechnung des Konfidenzintervalles in R

```
> n <- 84; x <- 26
```

```
> piu <- x/(x+(n-x+1)*qf(0.975, 2*(n-x+1), 2*x)); piu
```

```
[1] 0.2131401
```

```
> pio <- (x+1)*qf(0.975,2*(x+1),2*(n-x))/(n-x+(x+1)+qf(0.975,2*(x+1),2*(n-x))); pio
```

```
[1] 0.4848385
```