



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK
Bundesamt für Energie BFE

Schlussbericht 20. April 2012

Ökobilanzen zur Biomasseverwertung



Auftraggeber:

Bundesamt für Energie BFE

Forschungs- und Entwicklungsprogramm Biomasse und Holzenergie, Schwerpunkt Biomasse ohne Holzenergie

CH-3003 Bern

www.bfe.admin.ch

Auftragnehmer:

Carbotech AG

Postfach

4002 Basel

www.carbotech.ch

Autoren:

Fredy Dinkel, Carbotech AG, f.dinkel@carbotech.ch

Mischa Zschokke, Carbotech AG, m.zschokke@carbotech.ch

Konrad Schleiss, UMWEKO GmbH, k.schleiss@bluewin.ch

BFE-Bereichsleiter: S. Hermle

BFE-Programmleiter: R. Schmitz

BFE-Vertrags- und Projektnummer: 154348 / 103300

Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen ist ausschliesslich der Autor dieses Berichts verantwortlich.

Inhaltsverzeichnis

Ökobilanzen zur Biomasseverwertung	1
Inhaltsverzeichnis	3
Abstract.....	5
1. Einleitung.....	8
2. Emissionsworkshop.....	10
2.1. Einleitung und Ziele.....	10
2.2. Untersuchungsgebiet	10
2.3. Workshop-Programm und Teilnehmerfeld	11
2.4. Ergebnisse der Referate	12
2.4.1. Emissionen der Transporte.....	12
2.4.2. Emissionen der Prozesse	12
2.4.3. Synthesetabellen nach Umrechnung in CO ₂ -Äquivalente	14
2.5. Handlungsbedarf.....	15
2.6. Gesamtbetrachtung Treibhausgase aus der Grüngutbewirtschaftung	15
2.7. Wissenslücken und offene Systemfragen.....	15
3. Modul 2: Beurteilung der stofflichen Nutzung von Grüngut	17
3.1. Definitionen und Begriffserklärungen.....	17
3.1.1. Gesetzliche Basis zum Schutz des Bodens	17
3.1.2. Organische Substanz.....	17
3.1.3. Humus.....	18
3.1.4. Dauerhumus / Nährhumus.....	18
3.1.5. Humusgehalt des Bodens.....	18
3.1.6. C _{org} des Bodens	18
3.1.7. Organische Dünger	18
3.2. Die organische Substanz in Kompost und Gärgut und ihr Einfluss auf die organische Substanz im Boden	19
3.2.1. Problemstellung	19
3.2.2. Fragestellung	20
3.3. Charakterisierung der organischen Substanz.....	20
3.3.1. Einfluss der Humusversorgung auf die Bodeneigenschaften.....	20
3.3.2. Humusreproduktionswirksamkeit der verschiedenen organischen Substanzen	22
3.4. Bewertung von verschiedenen Quellen an organischer Substanz	24
3.4.1. Monetäre Bewertung der Humusreproduktion von Kompost und Gärgut.....	25
3.4.2. Eignet sich Stroh als Referenz für organische Substanz in Kompost und Gärgut	27
3.5. Gutschrift von organischer Substanz in Kompost und Gärgut in der Praxis.....	29
3.6. Vorschlag zur Integration der Elemente in die Ökobilanz	30
3.7. Literatur: Modul 2	32
Modul 3: Schwermetallbewertung	34
4. Schwermetalle im Boden.....	34
4.1. Schwermetalleinträge.....	34
4.1.1. Natürliche Schwermetallquellen.....	34
4.1.2. Anthropogene Schwermetallquellen	34
4.1.3. Bodenschutzleitbild	36
4.2. Schwermetallaustrag.....	37
4.3. Bewertung von Schwermetalleinträgen im Boden durch biologische Verwertungsverfahren mittels Ökobilanzierung	37

4.3.1. Bewertungsmethoden	37
Ökologische Knappheit 2006 (UBP 06).....	38
Ökologische Knappheit 1997	38
4.3.2. Sachbilanz (Inventar)	40
4.3.3. Anpassung Sachbilanz	42
4.3.4. Schlussbemerkungen	42
4.4. Literatur Modul Schwermetalle.....	43
Modul 1: Ökoinventare zur Verwertung von Grüngut	45
5. Zusammenstellung und Erarbeitung der ecoinvent-Prozesse	45
5.1. Einführung	45
5.2. Ecoinvent-Prozesse	46
5.3. Literatur Modul ecoinvent-Prozesse	53
Modul 4: Systemmodellierung	54
6. Modellierung.....	54
6.1. Einführung.....	54
6.2. Grundlagen der Modellierung.....	56
6.2.1. Datengrundlagen.....	56
6.3. Vorgehen und Methodik zur Modellierung der Verwertung von Grüngut.....	59
6.3.1. Fragestellungen	59
6.3.2. Methodik der Ökobilanzierung	59
6.3.3. Zielsetzung und Rahmenbedingungen	60
6.3.4. Vergleichsbasis, die "Funktionelle Einheit"	60
Verwertung von 1 kg Grüngut.....	60
6.3.5. Systemgrenzen	63
6.3.6. Sachbilanz.....	64
6.3.7. Anpassungen der Grundlagedaten	65
6.3.8. Bestimmung der Umweltauswirkungen (Wirkungsbilanz).....	66
6.3.9. Gewichtung der Umweltbelastungen	67
6.3.10. Methode der ökologischen Knappheit ("Umweltbelastungspunkte" - UBP)	67
6.3.11. Eco-Indicator 99 (HA)	68
6.3.12. ReCiPe (HA)	68
6.4. Resultate Modellierung	68
6.4.1. Modellrechnung 1.....	69
6.4.2. Modellrechnung 2.....	71
6.4.3. Modellrechnung 3.....	74
6.5. Schlussbemerkungen.....	75
6.6. Literatur Modul Modellierung.....	76
Anhang A1: Literatur allgemein	78
Anhang A2: Heizwert von Grüngut.....	80
Grundsätzliche Anmerkungen zum Heiz-/Brennwert:.....	80
Zum Heizwert von Grüngut:	80
Anhang A3 Tätigkeiten der Jahre 2010 – 2011.....	81

Abstract

Das Ziel dieses Projektes bestand darin, Entscheidungsgrundlagen für die optimale Verwertung von Grüngut (Sammelbegriff für biogene Abfälle aus Sammlung in Gemeinden, Landschaftspflege und Industrie) bereitzustellen. Dazu wurden einerseits Ökoinventare in ecoinvent Qualität zu verschiedenen Verfahren (Kompostierung, Vergärung und thermische Nutzung in einer KVA) für unterschiedliche Arten von Grüngut erstellt. Andererseits wurde die Grundlage eines Tools entwickelt, welches das System Grüngutverwertung einer bestimmten Gemeinde oder Region modellieren und die verschiedenen Wechselwirkungen und regionalen Gegebenheiten berücksichtigen kann.

Um dieses Ziel zu erreichen, mussten zuerst die folgenden Forschungsfragen geklärt werden:

- Emissionen bei der Kompostierung und Vergärung
Messwerte aus verschiedenen Forschungsprojekten wurden zusammen mit einem internationalen Expertengremium diskutiert und evaluiert, so dass jetzt verlässliche Emissionsfaktoren vorliegen. Vor allem die Methanemissionen liegen sowohl für die Vergärung wie auch für die Kompostierung wesentlich tiefer als die bis heute in Ökoinventaren verwendeten Werte.
- Bewertung der organischen Substanz von Kompost und Gärgut zur Humusbildung
Verschiedene Möglichkeiten um den Humus in Ökobilanzen zu bewerten, wurden evaluiert, weiterentwickelt und mit internationalen Experten diskutiert. So konnte ein Verfahren gefunden werden, mit dem die organische Substanz im Kompost oder Gärgut in Ökobilanzen bewertet werden kann. Die Berechnungen haben gezeigt, dass die Berücksichtigung der organischen Substanz einen relevanten Einfluss auf das Resultat hat.
- Schwermetalle im Kompost und Gärgut
Bei der Bewertung von Schwermetallen hat es sich gezeigt, dass grosse Unsicherheiten auftreten. Je nach Bewertungsmethode dominieren die Schwermetallemissionen die gesamte Bilanz. Eine Überarbeitung der Methoden bzw. der entsprechenden Inventare ist aus unserer Sicht notwendig. Diesbezüglich werden einige Ansätze vorgestellt.

Die zentralen Resultate der aufgestellten Forschungsfragen sind in den folgenden Grafiken zusammengefasst.

Abbildung 1 zeigt die Verwertung eines durchschnittlichen Grüngutes in den drei untersuchten Verwertungswegen. Dabei wurden die Systeme so erweitert, dass alle Systeme denselben Nutzen aufweisen (basket of benefits). Die Analyse der Unsicherheiten zeigt, dass für durchschnittliches Grüngut und durchschnittliche Verwertungswege keine signifikanten Unterschiede bestehen. Ein vergleichbares Resultat zeigt die Bewertung mittels der Methode Eco-Indicator 99 (Abbildung 2), wobei die Methoden jeweils etwas andere Tendenzen zeigen. Während die Methode der ökologischen Knappheit die energetische Nutzung in der KVA tendenziell am besten bewertet, zeigt die Methode Eco-Indicator 99 für die Vergärung tendenziell die geringste Belastung. Ein wesentlicher Grund für die höhere Bewertung der Kompostierung und Vergärung bei der Methode der ökologischen Knappheit liegt in der hohen Gewichtung der Schwermetalle bei dieser Methode. Diese Bewertung der Schwermetalle sollte überprüft werden.

Szenarienrechnungen haben gezeigt, dass sich je nach Art des Grüngutes, z.B. Wassergehalt, Zusammensetzung oder Energieinhalt, andere Resultate ergeben können. Ebenso hat die Energienutzung der KVA einen Einfluss auf das Ergebnis. Ein wichtiges Resultat besteht somit darin, dass nicht ein Verfahren immer ökologische Vorteile gegenüber den anderen Verfahren aufweist, sondern dass die optimale Verwertung von der jeweiligen Situation abhängt.

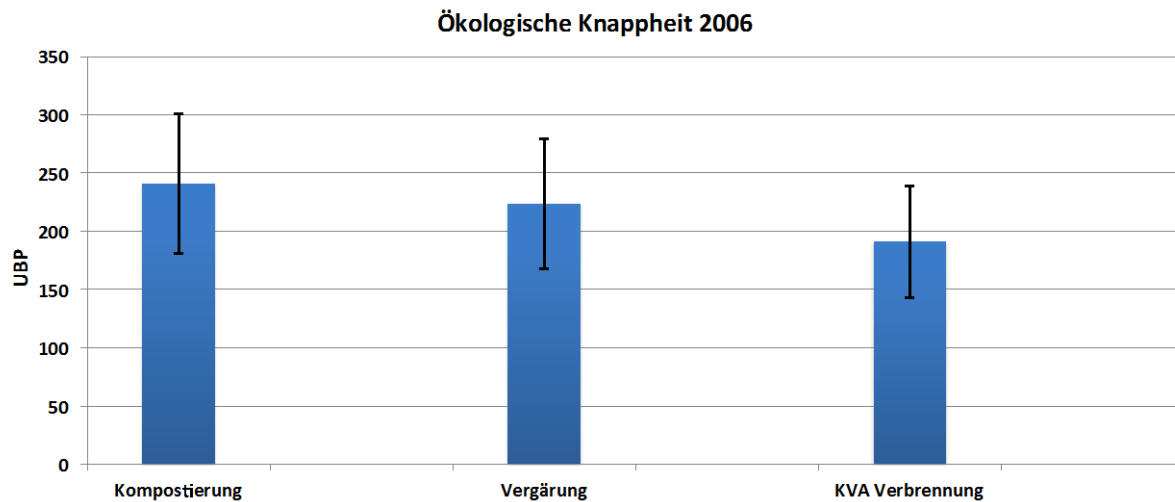


Abbildung 1: Vergleich Gesamtergebnisse, Methode der Ökologischen Knappheit 2006:
Darstellung auf der Basis der Erweiterung der Systemgrenzen mit den verschiedenen Nutzen der untersuchten Systeme (basket of benefits). Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

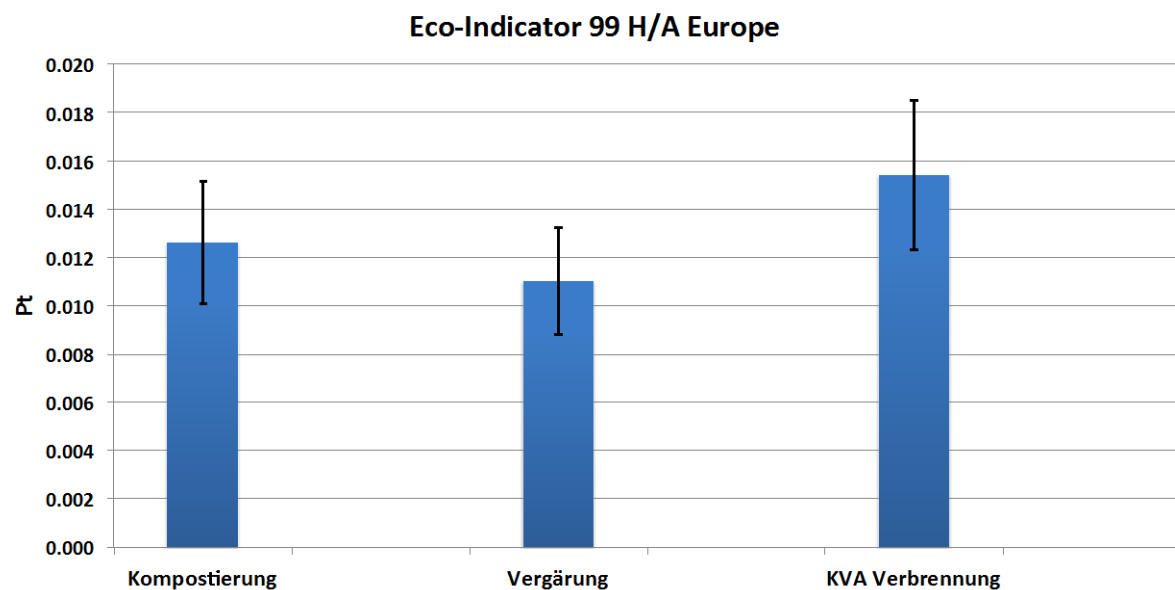


Abbildung 2: Vergleich Gesamtergebnisse, Eco-Indicator 99: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Um den Einfluss der Gutschriften für Bodenstruktur, Düngung oder Energiegewinnung auf die Resultate zu zeigen, wurden die Ergebnisse in Abbildung 3 nach dem Systemansatz "avoided burden" dargestellt. Bei diesem Ansatz werden die Nutzen der Verwertung von den Belastungen subtrahiert. Damit ergeben sich in der Summe andere Werte als beim Ansatz basket of benefits, wie z.B. in Abbildung 1 dargestellt, die Differenzen zwischen den Verfahren bleiben jedoch gleich. Aus dieser Darstellung ist ersichtlich, dass die Kompostierung die grössten Belastungen zeigt, welche zu 90% aus den Schwermetalleinträgen in den Boden resultieren. Die Kompostierung weist allerdings auch die grössten Gutschriften auf, welche sich im Wesentlichen aus dem Nutzen des organischen Materials für die Bodenstruktur ergeben. Dieses Resultat zeigt die Wichtigkeit, den Wert der Bodenstruktur in der Ökobilanzierung zu berücksichtigen.

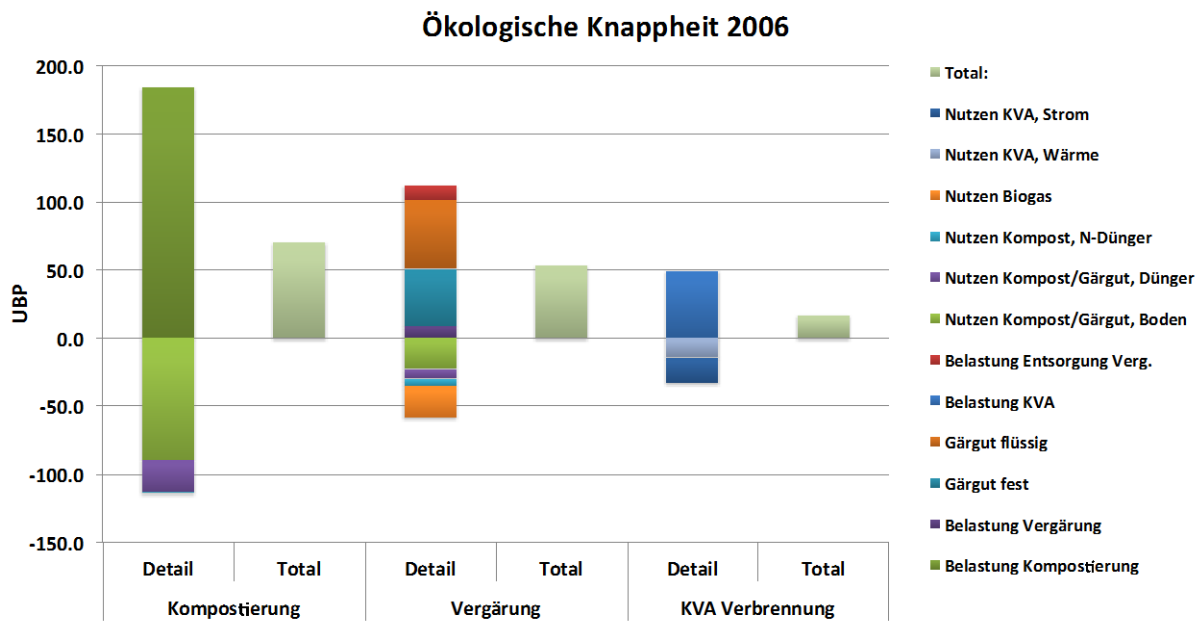


Abbildung 3: Vergleich Gesamtergebnisse, Methode der Ökologischen Knappheit 2006: Systemdarstellung bei der die Gutschriften ausgewiesen werden (avoided burdens).

Die oben aufgestellten Forschungsfragen konnten weitgehend beantwortet werden. Zudem haben Analysen der Resultate offene Fragen z.B. im Bereich der Bewertung von Schwermetallen aufgezeigt. Die erstellten Datensätze für verschiedene Grüngutarten und Verwertungen werden über ecoinvent den Benutzern von Ökobilanzen zur Verfügung gestellt. Damit stehen heute wesentlich bessere Datengrundlagen für die Beurteilung der Grüngutverwertung zur Verfügung. Wie die Systemmodellierung gezeigt hat, führt dies im Vergleich mit älteren Studien teilweise zu einer Bestätigung und teilweise zu anderen Resultaten. So hat es sich z.B. gezeigt, dass nicht ein Verwertungsverfahren den anderen immer ökologisch überlegen ist, sondern die Wahl von der Art des Grüngutes sowie den gegebenen Umständen abhängt.

1. Einleitung

Mit der vermehrten Nutzung von Biomasse, stellt sich auch die Frage nach der optimalen Verwertung von Grüngut. Um solche Entscheidungen zu fällen, sind entsprechende Grundlagen und Methoden notwendig. Heute besteht auch im internationalen Umfeld Einigkeit, dass die Ökobilanzierung die umfassendste und verlässlichste Methode ist, welche es zur Zeit gibt, um die Umweltauswirkungen eines Produktes, Prozesses oder einer Dienstleistung zu beurteilen.

Die Basis für die Erstellung einer Ökobilanz sind Ökoinventare, wie diese z.B. von ecoinvent in einer hohen Qualität zur Verfügung gestellt werden. In der aktuellen Version 2 von ecoinvent gibt es wohl Daten zur Kompostierung und Biogasbereitstellung, jedoch decken diese nur beschränkt die verschiedenen Arten von Grüngut ab. Zudem sind die Daten teilweise veraltet oder berücksichtigen nicht alle relevanten Aspekte, welche für die Beurteilung notwendig sind.

Das Ziel dieser Arbeit bestand darin, die folgenden Hilfsmittel zur Evaluation der Umweltauswirkungen zu erarbeiten, bzw. bestehende zu aktualisieren:

- **Erstellung von Ökoinventaren (Modul 1)**
Erarbeitung von Ökoinventaren in ecoinvent Qualität zu verschiedenen Verwertungswegen von unterschiedlichen Grüngutarten, wie Speiseabfälle, Grünschnitt, verholztes Grüngut. Damit werden Basisdaten für Ökobilanzen erarbeitet, welche für entsprechende Beurteilungen und Entscheidungen notwendig sind.
- **Systemanalyse (Modul 4)**
Auf Grund der Vernetzung und Konkurrenznutzung reicht es nicht, die verschiedenen Verfahren einzeln zu beurteilen. Wesentlich ist es, das System als Ganzes zu beurteilen und die verschiedenen Wechselwirkungen und regionalen Gegebenheiten zu berücksichtigen. Ausgehend von unterschiedlichen Biomassen werden verschiedene Kombinationen von Verwertungen und deren ökologischen Auswirkungen berechnet. Damit kann bestimmt werden, welches die öko-effizienteste Verwertung der Biomasse unter den gegebenen Umständen ist. Zudem wird die Möglichkeit eines interaktiven Tools zur Evaluation der optimalen Grüngutverwertung unter verschiedenen Rahmenbedingungen aufgezeigt.

Die Erfahrungen aus Projekten in diesem Bereich haben gezeigt, dass zu den folgenden Aspekten vertiefte Abklärungen notwendig sind, um die oben genannten Ziele zu erreichen:

- **Emissionsfaktoren der biologischen Verfahren**
Die Messungen der Emissionen bei der Kompostierung und Vergärung sind aufwändig und mit grossen Unsicherheiten behaftet. Um mit verlässlichen Daten zu arbeiten ist es notwendig, bestehende Messdaten zusammenzutragen und diese zusammen mit Experten zu evaluieren.
- **Bodenbeurteilung (Modul 2)**
Bis heute wurde in Ökobilanzen der Nutzen von Kompost vor allem als N, P, K Düngersersatz berücksichtigt. Ein ebenso wesentlicher Nutzen ergibt sich jedoch aus dessen Beitrag zur Humusbildung. Humus im Speziellen und die Struktur des Bodens im Allgemeinen sind so komplex, dass sie bis heute in Ökobilanzen praktisch nicht berücksichtigt werden. Im Rahmen dieses Projektes werden bestehende Ansätze geprüft, weiterentwickelt und mit Experten besprochen, mit dem Ziel eine Lösung zu finden, wie der Aspekt Humusbildung in der Methode der Ökobilanzierung berücksichtigt werden kann. Damit wird auch ein Beitrag zur Weiterentwicklung der Methode geleistet.
- **Schwermetalleinträge (Modul 3)**
Andere Projekte haben gezeigt, dass je nach Bewertungsmethode die Schwermetalleinträge durch Kompost und Gärgut die wesentlichsten Faktoren darstellen. Im Rahmen dieses Projektes soll geprüft werden, wie stark die Resultate der verschiedenen Bewertungsmethoden von den Schwermetallen beeinflusst werden. Zudem soll diskutiert werden, ob eine andere Beurteilung der Schwermetalle sinnvoll wäre, bzw. was diese Bewertungen für die Nutzung der Biomasse bedeutet.

Aufbau des Berichtes

Aufgrund der logischen Reihenfolge der Inhalte werden die Kapitel nicht in Folge der Modul-Nummerierung aufgeführt, sondern nach dem inhaltlichen Vorgehen. Daraus ergibt sich der folgende Aufbau der Kapitel:

Kapitel 2: Emissionsworkshop:	Grundlagenerarbeitung für Modul 1
Kapitel 3: Stoffliche Nutzung von Grüngut:	Modul 2, Grundlage für Modul 1
Kapitel 4: Schwermetallbewertung:	Modul 3, Grundlage für Modul 1
Kapitel 5: Ökoinventare:	Modul 1
Kapitel 6: Modellierung:	Modul 4

Um die Lesbarkeit des Berichtes zu erhöhen, wurde der Hauptbericht eher knapp verfasst und Hintergrundinformationen als Anhänge des Berichtes oder als separate Excelfiles gegeben.

2. Emissionsworkshop

2.1. Einleitung und Ziele

Bei der Analyse der bestehenden ecoinvent-Prozesse wurde festgestellt, dass insbesondere bei den Vergärungs- und Kompostierungsprozessen die erfassten Emissionsdaten nicht mehr dem Stand der Technik und den tatsächlichen Abläufen entsprechen. Aus diesen Gründen und da sich im AWEL (Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft) des Kantons Zürich die ähnliche Frage stellte, wie viele Treibhausgasemissionen aus der Grüngutbewirtschaftung resultieren¹, wurde ein Workshop mit unterschiedlichsten Experten aus den betroffenen Bereichen durchgeführt.

Der hier dokumentierte Workshop hatte zum Ziel einige dieser Emissionen besser zu belegen. Zu diesem Zweck stellten Fachleute aus verschiedenen Fachrichtungen ihre Messresultate zu Emissionen aus der Grüngutbewirtschaftung vor. Im Anschluss wurde eine Synthesetabelle erstellt, welche die Emissionen pro Verfahrensschritt quantifiziert. In dieser Tabelle wurden mittlere, optimale und schlechte Werte eingetragen. Als Ergebnis des Workshops wurden auch Verbesserungspotentiale und Wissenslücken sichtbar gemacht.

2.2. Untersuchungsgebiet

Betrachtet wurden alle biologischen Verfahren der Verarbeitung und Verwertung des separat erfassten Grünguts (Bio- und Grünabfälle). Darunter fallen Speise- und Gartenabfälle aus den Haushalten, Abfälle aus Landschaftspflege und Gartenbau sowie auch Reststoffe aus der lebensmittelverarbeitenden Industrie und Gastronomie.

Explizit erwähnt werden folgende Verfahren:

- Dezentrale Kompostierung in Hausgarten und Quartier
- Kleinmieten- und offene Mietenkompostierung
- Gekapselte Kompostierung in Kanälen, Boxen oder Hallen
- Thermophile Vergärung längsdurchströmt (plugflow, Kompogas)
- Mesophile Feststoffvergärung im Batch-Verfahren (Boxen, BEKON)
- Flüssigvergärung mit oder ohne Einsatz von Co-Substraten
- Separate Vergärung von industriellen Nebenprodukten (Brennereien etc.)

Zusätzlich wurden die Emissionen von der Vorlagerung über die Vorbehandlung der Rohstoffe zum biologischen Prozess inklusive Lagerung, Aufbereitung und Anwendung der Produkte berücksichtigt.

¹ Um diese im Vergleich zu anderen Entsorgungsverfahren bewerten zu können

2.3. Workshop-Programm und Teilnehmerfeld

Zeit	Titel/ Aktion	Akteur
09:00	Begrüssung, Vorstellung	Rolf Wagner
09:10	Einleitendes Referat mit den bisherigen Zahlen in Ökobilanzen	Konrad Schleiss + Mischa Zschokke
09:30	Messergebnisse bei Hausgarten- und Kleinmietenkompostierung	Florian Amlinger
09:50	Messergebnisse bei Grosskompostierungen und Vergärungsanlagen	Carsten Cuhls + Joachim Clemens
10:10	Diskussion des 1. Vortragsblocks	
10:30	Pause	
10:50	Emissionszahlen aus der Schweiz/Biogasforum	Hans Engeli + Werner Edelmann
11:00	Messergebnisse bei EPDM-Gasspeichern bei landw. Biogasanlagen	Elmar Büeler
11:10	CH ₄ -Emissionen aus der Aufbereitung von Biogas, alte und neue Erkenntnisse	Urs Baier
11:20	CH ₄ -Emissionen aus der Aufbereitung von Biogas, Ergebnisse mit der Aminwäsche	Marc Zysset
11:30	Emissionszahlen von Kompogasanlagen	Bernhard Wanner
11:40	Diskussion des 2. Vortragsblocks	
12:15	Mittagessen	
13:45	Workshop am Nachmittag in 3 Gruppen	Vorschlag Verteilung
	Gruppe 1: Emissionen aus Sammlung, Transport, Lagerung und biologischem Prozess (nach verschiedenen Verfahren aufgeschlüsselt)	Carsten Cuhls, Seraina Steinlin, Rainer Kegel, Alina Soltermann, Mischa Zschokke, Hans Engeli, Helmut Vetter
	Gruppe 2: Methan- und Lachgasemissionen von Nachgärung, Lagerung, Separation, Ausbringung inkl. den Aspekten der organischen Substanz in den Produkten	Florian Amlinger, Simon Bolli, Joachim Clemens, Konrad Schleiss, Bruno Guggisberg, Werner Edelmann, Bernhard Wanner
	Gruppe 3: Methanemissionen bei Gaslagerung, BHKW, Gasaufbereitung und -einspeisung ins Gasnetz Vergleich zu Emissionen im Gasnetz	Marc Zysset, Tim Hermann Elmar Büeler, Urs Baier Bruno Götz, Fabian Ruoss, Elmar Kuhn
15:00	Präsentation und Diskussion der Ergebnisse	Rolf Wagner + Konrad Schleiss
	Protokoll der Ergebnisse	Mischa Zschokke
	Definition von Fakten und Unsicherheiten	Plenum
16:00	Erfrischung mit Obst und Getränk	
16:15	Synthese und Schlussdiskussion	Konrad Schleiss
16:45	Abschluss des Workshops	Rolf Wagner

Tabelle 1: Programm Workshop Klimagase aus Grüngut am 26.05.11

Umweltbundesamt Berlin, Deutschland	Tim Hermann
Bundesamt für Energie	Bruno Guggisberg
Bundesamt für Umwelt	Rainer Kegel
Gewitra GmbH, Deutschland	Carsten Cuhls und Joachim Clemens
Arge kompost&biogas, Österreich	Florian Amlinger
Arbeitsgemeinschaft Bioenergie	Werner Edelmann
ART Reckenholz-Tänikon	Alina Soltermann-Pasca, Simon Bolli
Axpo-Kompogas AG	Bernhard Wanner + Fabian Ruoss
Biogas Zürich AG	Helmut Vetter
Carbotech AG	Mischa Zschokke
Engeli engineering, Neerach	Hans Engeli
Erdgas Zürich	Marc Zysset
Genossenschaft Ökostrom Schweiz	Elmar Büeler
ZHAW Zürcher Hochschule Wädenswil	Urs Baier
Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft	Elmar Kuhn, Rolf Wagner, Seraina Steinlin und Bruno Götz
UMWEKO GmbH	Konrad Schleiss

Tabelle 2: Teilnehmer Workshop Klimagase aus Grüngut am 26.05.11

2.4. Ergebnisse der Referate

2.4.1. Emissionen der Transporte

Die Transporte stellen bezüglich der Treibhausgase im Vergleich zu den direkten Prozess-emissionen generell eine geringe Belastung dar. Natürlich wird für eine effiziente Transportlösung pro Tonne bedeutend weniger Belastung resultieren als für eine schlecht organisierte Sammlung. Die Anlieferung des Grünguts in Personenwagen ist annähernd zehn Mal belastender als eine übliche Sammlung mit dem Kehrriechwagen.

2.4.2. Emissionen der Prozesse

Die Messung der Emissionen aus den verschiedenen Prozessen weist eine grundsätzliche Schwierigkeit auf. Um belastbare Zahlen zu erhalten, müsste über die ganze Prozessdauer gemessen werden. Mit derartigen Messungen würden aber gerade offene Systeme im Ablauf gestört. Daher stammen die vorhandenen Zahlen entweder aus Modellversuchen (Amlinger und Peyr) oder aus Messungen in Praxisanlagen von tageweisen Messungen, die mehrmals wiederholt wurden. Von diesen Einzelpunkten wurde auf die gesamte Emission hochgerechnet und plausible Grössenordnungen hergeleitet. Im Verlauf des Workshops konnten für die meisten Verfahren akzeptierbare Werte gefunden werden.

Im Einführungsreferat wurde festgehalten, dass die bisherigen Werte für Methanemissionen in ecoinvent um rund einen Faktor fünf zu hoch liegen. Werden die im vorliegenden Workshop erarbeiteten Werte verwendet, so reduziert sich die Gesamtbelastung für Treibhausgasemissionen entsprechend.

Emissionen der Hausgartenkompostierung

Die Kompostierung in Hausgarten und Quartier – das dezentrale oder lokale Kompostieren – umfasst eine grosse Varianz von verschiedenen Behandlungsweisen. Daher gibt es keine gültigen Mittelwerte für Emissionen. Es existieren verschiedene Reihen von Messungen, die sich häufig widersprechen. Die standardisierten Messungen von Amlinger und Peyr zeigen etwas höhere Methan- und Lachgasemissionen als in der professionellen Kleinmietenkompostierung. Es ist wichtig festzuhalten, dass die Differenz zwischen Vergärung und Hausgartenkompostierung nicht so bedeutend ist, als dass man das lokale Kompostieren aus diesem Grund nicht mehr empfehlen könnte.

Emissionen der Kompostierung auf Anlagen

Die Kompostierung auf Anlagen weist bei Einhalten des Stands der Technik tiefe Emissionswerte auf. Die tiefsten Werte weist die Kleinmietenkompostierung bei intensiver Bearbeitung auf. Es gibt schlechte Werte von grossen Lagern, die kaum bewirtschaftet werden. Entsprechend dürften dort die schlechten Werte mindestens so hoch ausfallen wie bei unkorrekter, lokaler Kompostierung. Die Zahlen zu den Emissionen sind in Tabelle 3 zusammengefasst.

Emissionen [g] / kg FM	Transport / Vorbehandlung		Biologischer Prozess		Total Mittelwert
		Mittelwert ²		Mittelwert	[g]
CH ₄ , biogen	0.01-0.1	0.05	0.5-1.5	1.00	1.05
CO ₂ , biogen			260.00		
CO ₂ , fossil	4-13	10	2-10	7.80	17.80
N ₂ O		0.00	max 0.05	0.05	0.05
NH ₃			0.1-0.8	0.50	0.50

Tabelle 3: Treibhausgasemissionen aus der Kompostierung

Emissionen der flüssigen Vergärung auf Landwirtschaftsbetrieben

Zur flüssigen Vergärung gibt es kaum vollständige Messungen. Meistens sind alle Anlagenteile im Freien angelegt, dazu wird eine offene Vorgrube mit Pumpe genutzt, der Fermenter steht in aller Regel im Freien und wird mit einem Gasdom gedeckt. Für das „naturemade Star-Label“ braucht es einen Nachgärer mit Gasfassung, zur Ammoniakminderung sind die neuen Lager auch gedeckt zu gestalten. Aktuelle Messungen zeigen geringe Gasverluste durch die Membran. Die Gesamtemissionen werden in der Regel aus Leckagen und Membranpannen geschätzt sowie aus dem Methanschluß von Pumpen, Ventilen und Blockheizkraftwerken.

Emissionen der festen Vergärung (Kompogas und BEKON)

Bei der Feststoffvergärung sind Messungen vor allem in den eingehausten Anlagenteilen ähnlich wie in den eingehausten Kompostieranlagen durchgeführt worden. Diese Messresultate scheinen sehr belastbar zu sein und zeigen folgendes Bild: Der Methanschluß aus Vorlager und Vergärungsprozess liegt unter 1 g pro kg Frischmasse (FM). Wenn das Material separiert und nachgerottet wird, resultieren je nach Behandlung Emissionen von 1 bis 2.5 g. Bei der Verwertung im BHKW oder der Gasaufbereitung entstehen weitere Methanverluste im Bereich von 0.1 bis 2 g/ kg FM. Die Summe kann von 0.8 g bis zu 4 g/ kg FM variieren. In der Nachbehandlung und Gasaufbereitung sind auch die grössten Optimierungspotenziale sichtbar.

² Der hier festgehaltene "Mittelwert" entspricht nicht einem arithmetischen Wert oder dem Median sondern soll denjenigen Wert enthalten, welcher im Mittel am häufigsten anzutreffen ist und damit am plausibelsten ist.

Emissionen [g] / kg FM	Vorlager/ Transport		Vergärung Prozess		Lager/Nachrotte		BHKW		Gasaufbereitung		Total
		MW		MW		MW		MW		MW	[g]
CH ₄ , biogen	<= 0.1	0.05	0.5-0.8	0.60	1-2.5	1.50	0.5-1.5	1.00	0.1-1.5	0.50	3.15
CO ₂ , biogen			210								
CO ₂ , fossil			2.60	2.60		2.60					5.20
N ₂ O	0-0.01	0.01	0-0.01	0.05		0.05					0.11

Tabelle 4: Treibhausgasemissionen aus der Vergärung

Das Total beim Methan in obiger Tabelle setzt sich aus Vergärungsprozess, Lagerung und den Emissionen aus BHKW zusammen. Würde mit den optimalen Varianten der Gasaufbereitung gerechnet, könnte die Summe der Emissionen unter 1 g/kg FM erreichen. Das fossile Kohlendioxid stammt aus der Dieselerverbrennung für Transporte mit Pneu-ladern (1 ml Diesel ergibt 2.6 g CO₂). Weil die Nachrotte häufig mit dieselerbetriebenen Maschinen geführt wird, ist für diesen Prozess nochmals mit der gleichen Menge zu rechnen. Die Lachgasemissionen beinhalten mögliche sekundäre Emissionen nach der Ausbringung noch nicht.

2.4.3. Synthesetabellen nach Umrechnung in CO₂-Äquivalente

Emissionen [g]/kg FM	Transport / Vorbehandlung		Biologischer Prozess		Total MW
	[g]	MW [g] CO ₂	[g]	MW [g] CO ₂	[g] CO ₂
CH ₄ , biogen	0.01-0.1	1.25	0.5-1.5	25.00	26.25
CO ₂ , biogen			260		
CO ₂ , fossil	4-13	10	2-10	7.80	17.80
N ₂ O		0.00	max 0.05	14.90	14.90

Tabelle 5: Synthesetabelle Kompostierung nach Umrechnung in CO₂-Äquivalente

Die mittlere Belastung der Kompostierung beträgt also rund 60 g CO₂ Äquivalente pro kg Frischsubstanz Grüngut.

Emissionen [g] / kg FM	Vorlager		Vergärung Prozess		Lager/ Nachrotte		BHKW		Gasaufbereitung		Total
	[g]	MW [g] CO ₂	[g]	MW [g] CO ₂	[g]	MW [g] CO ₂	[g]	MW [g] CO ₂	[g]	MW [g] CO ₂	[g] CO ₂
CH ₄ , biogen	<= 0.1	1.25	0.5-0.8	15	1-2.5	37.50	0.5-1.5	25	0.1-1.5	12.50	78.75
CO ₂ , biogen			210								
CO ₂ , fossil	4 - 13	10.00	2.60	2.60		2.60					15.20
N ₂ O	0-0.010	2.98	0-0.010	14.90		14.90					32.78

Tabelle 6: Synthesetabelle Vergärung nach Umrechnung in CO₂-Äquivalenten

Wie Tabelle 6 zeigt, liegt die mittlere Belastung der Vergärung bei rund 120 g CO₂ pro kg Frischsubstanz Grüngut. Die höhere Belastung stammt vor allem aus der Nachbehandlung und der Gasverwertung. Diesen Belastungen steht der Nutzen gegenüber, der sich durch den Ersatz an fossilen Energieträgern durch die Verwendung von Biogas ergibt. Dieser Nutzen ergibt sich aus der folgenden Berechnung:

- Pro kg Frischmasse kann rund 100 l Biogas mit einem Methananteil von 56 % gewonnen werden.
- Diese Menge Biogas hat einen Energieinhalt von rund 2 MJ
- Die Bereitstellung von Erdgas mit demselben Energieinhalt verursacht klimarelevante Emissionen von rund 30 g CO₂ Äquiv.
- Die Verbrennung dieser Menge Erdgas verursacht klimarelevante Emissionen von rund 120 g CO₂ Äquiv.
- Entsprechend können knapp 160 g CO₂ Äquiv. eingespart werden.
- Netto ergibt sich somit eine Reduktion von rund 40 g CO₂ Äquiv. oder etwa 25 %.

Diese Einsparungsmöglichkeiten zeigen, dass Optimierungen sinnvoll und notwendig sind. Die Spannbreiten der Emissionen in Tabelle 6 zeigen, dass mit "best practice" noch Optimierungspotential vorhanden ist. Speziell die Vergärung muss alle Optimierungen vornehmen, um den schlechten Ruf in Bezug auf die Treibhausgasemissionen zu Recht loszuwerden.

2.5. Handlungsbedarf

Als aktuelles Beispiel aus dem Workshop sind die Emissionen aus der Nachbehandlung von Gärgut zu nennen. Der biologische Prozess der Vergärung kann relativ emissionsarm gestaltet werden. Der Grossteil der Emissionen entstammt der Nachbehandlung und der Gasnutzung. Die Gasaufbereitung gilt als Vorzeigebispiel für Fortschritte. Mit solchen Beispielen vor Augen sind auch bei der Nachbehandlung von Gärgut in Zukunft grosse Verbesserungen möglich.

2.6. Gesamtbetrachtung Treibhausgase aus der Grüngutbewirtschaftung

Im Basisreferat wurde festgehalten, dass pro Einwohner in der Schweiz etwa 5.6 t CO₂ pro Jahr emittiert werden. In welchem Verhältnis stehen dazu die Emissionen aus der Grüngutbewirtschaftung? Die Jahresmenge Grüngut wird der Einfachheit halber mit 100 kg Grüngut pro Person angenommen. Pro kg Grüngut liegen die Emissionen bei der Kompostierung bei 60 g CO₂. Dieser Wert von 60 g multipliziert mit 100 kg ergibt 6 kg CO₂ pro Person. Im Vergleich zur gesamten Emission von 5.6 t liegt das in einer Grössenordnung von 1 Promille. Falls dieses Grüngut einer Vergärung zugeführt wird, so ergeben sich aufgrund der obigen Abschätzung Reduktionen von rund 4 kg CO₂ Äquiv. pro Person oder eine gesamte Reduktion von rund 10 kg CO₂ Äquiv. pro Person, falls vorher alles Grüngut kompostiert worden wäre. Entsprechend liegt der Nutzen für das Klima zwischen 0 und 2 Promille. Kürzlich wurde vom BAFU errechnet, dass die in die Schweiz importierten Produkte nochmals rund 6 t CO₂ Belastung mit sich bringen³. Dadurch halbiert sich die relative Belastung aus der Grüngutbewirtschaftung nochmals. Dies zeigt, einerseits welche grosse Aufgabe bei der Treibhausgasreduktion noch vor uns liegt und andererseits, dass die Gewinnung von Biogas nur einen sehr beschränkten Anteil dazu leisten kann. Dabei ist zu bedenken, dass sich die Sinnhaftigkeit von Kompostierung und Vergärung nicht einfach auf die Klimawirksamkeit von Biogas reduzieren lässt. Es gibt andere Aspekte, wie z.B. der Beitrag zur Bodenstruktur, welcher eventuell viel wesentlicher sein kann. Dieser Frage wird in Kapitel 3 nachgegangen.

2.7. Wissenslücken und offene Systemfragen

Sichtbar war, dass es relativ gut gesicherte Werte von geschlossenen Verfahren gibt, weil dort die Messung am einfachsten ist. Sobald ein teiloffenes oder ganz offenes Verfahren vorliegt, wird die Messung tückisch. Zusätzlich stellt sich bei den verschiedenen Verfahren die Frage der Intensität des Abbaus. Vergleichen könnte man nur, falls in etwa die gleichen Abfälle mit den verschiedenen Verfahren zu einem ähnlichen Grad abgebaut würden. Natürlich ist dies in der Praxis von so verschiedenen Verfahren und Abfällen nicht der Fall und

³ Gesamt-Umweltbelastung durch Konsum und Produktion der Schweiz, BAFU 2011

eigentlich darf man die Emissionswerte der verschiedenen Verfahren daher nicht direkt miteinander vergleichen.

Offen blieben viele Fragen rund um die flüssige Vergärung, weil dazu relativ wenige Messungen vorliegen. Eine ungelöste Frage stellt zudem der Übergang von anaeroben zu aeroben Zuständen dar: wie können sie effizient gestaltet werden und wie können Ammoniakverluste und Methanemissionen verhindert werden. Dort dürfte ein relativ grosses Feld der zukünftigen Forschung und Entwicklung liegen.

Die organische Substanz in Kompost und Gärgut wird in der Treibhausgasdiskussion nicht berücksichtigt, da die Anrechnung als C-sink gemäss IPCC nicht möglich ist. Entsprechend wurde es in dieser Arbeit auch nicht berücksichtigt. Andererseits wird aus Bauernsicht der organischen Substanz in Kompost und Gärgut ein hoher Wert beigemessen. Dieser Wert beruht jedoch nicht primär auf dessen Einfluss auf das Klima, sondern auf deren Verbesserung der Bodenstruktur. Auf die Schwierigkeit der Bewertung von Kompost und Gärgut im Bezug auf die Humusreproduktion wird in Kapitel 3 eingegangen.

Eine Systemfrage stellt sich darin, wie sich die Emissionssituation verändert, wenn beispielsweise Material aus der dezentralen Kompostierung in eine Vergärung umgelenkt wird. Noch anspruchsvoller wird die Frage, wenn zum Beispiel Rasenschnitt auf dem Boden liegen gelassen wird. Beim lockeren Verrotten dürften kaum Treibhausgase emittiert werden. Falls vom Liegenlassen zur Sammlung gewechselt wird, entstehen zusätzliche Emissionen, die wiederum durch Einsparung von fossilen Energieträgern kompensiert werden können. In dieser Systemfrage stecken für die Zukunft noch viele Diskussionspunkte.

3. Modul 2: Beurteilung der stofflichen Nutzung von Grüngut

In der Biomassestrategie der Bundesämter für Landwirtschaft, Raumentwicklung, Umwelt und Energie (Burkhardt et al, 2009) sind acht strategische Ziele formuliert worden. Interessant für die Kompostierung und Vergärung sind die Ziele V und VI. Ziel V heisst "Biomasse wird nach dem Kreislaufprinzip genutzt", d.h. in den Stoffkreislauf zurückgeführt, soweit dies die Schadstoffgehalte zulassen. Unter Ziel VI wird ausgeführt, dass der langfristige Erhalt der natürlichen Lebensgrundlagen Boden, Wasser und Luft sowie der Biodiversität durch nachhaltige Bewirtschaftung sicher zu stellen ist.

Boden gehört zu den wertvollsten Ressourcen der Schweiz. Er erfüllt zahlreiche ökonomische und ökologische Funktionen und ist damit für die Menschen von grundlegender Bedeutung: er speichert und filtert unser Trinkwasser, liefert Nahrung, Biomasse sowie mineralische Rohstoffe und ist die Grundlage der Biodiversität.

3.1. Definitionen und Begriffserklärungen

3.1.1. Gesetzliche Basis zum Schutz des Bodens

Das Umweltschutzgesetz schreibt im Zweckartikel vor, dass Menschen, Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume gegen schädliche oder lästige Einwirkungen geschützt werden sollen. Des weiteren sollen die natürlichen Lebensgrundlagen, insbesondere die biologische Vielfalt und die Fruchtbarkeit des Bodens, dauerhaft erhalten bleiben.

Bodenfruchtbarkeit ist in der VBBO wie folgt definiert: Boden gilt als fruchtbar, wenn:

1. er eine für seinen Standort typische artenreiche, biologisch aktive Lebensgemeinschaft und typische Bodenstruktur sowie eine ungestörte Abbaufähigkeit aufweist;
2. natürliche und vom Menschen beeinflusste Pflanzen und Pflanzengesellschaften ungestört wachsen und sich entwickeln können und ihre charakteristischen Eigenschaften nicht beeinträchtigt werden;
3. die pflanzlichen Erzeugnisse eine gute Qualität aufweisen und die Gesundheit von Menschen und Tieren nicht gefährden;
4. Menschen und Tiere, die ihn direkt aufnehmen, nicht gefährdet werden.

Entsprechend wird der Bodenschutz in die chemischen, biologischen und physikalischen Aspekte aufgeteilt. Beim chemischen Bodenschutz geht es in der Regel um Schadstoffe wie Schwermetalle und PAK etc., die relativ klar mit Grenzwerten kontrolliert werden können.

Zahlreiche Begriffe, die zum Teil nahe verwandt sind, werden in diesem Bericht verwendet. Diese Begriffe werden zum Teil in der Literatur oder Fachschriften verschieden genutzt. Um Missverständnisse beim Lesen zu verhindern, werden die wichtigsten angewandten Begriffe in diesem Kapitel definiert (Definitionen: Dr. Andreas Fliessbach, Bodenwissenschaft, FiBL CH-Frick).

3.1.2. Organische Substanz

Der Boden enthält organische und nicht organische Bestandteile. Die organischen Bestandteile des Bodens sind entstanden aus pflanzlichen und tierischen Rückständen, die im Boden zum grössten Teil mineralisiert und zu einem kleinen Teil umgewandelt worden sind. Diese Umwandlung ist die Folge biologischer und chemischer Prozesse, wobei sich die mineralischen Bestandteile des Bodens mit den organischen verbinden können. Die organische Substanz unterscheidet sich von der mineralischen durch die chemische Definition: Die Organische Chemie umfasst alle Verbindungen des Kohlenstoffs mit anderen Elementen (mit Ausnahme von Kohlenstoffdioxid, Kohlenstoffmonoxid, Kohlensäure und ihre Carbonate sowie Cyaniden, Isocyaniden, Cyanaten und Isocyanaten). Viele Böden enthalten nicht nur organische sondern auch nicht organische (mineralische) Kohlenstoffverbindungen – besonders Carbonate.

3.1.3. Humus

Unter Humus versteht man die umgewandelte, ursprünglich pflanzliche oder tierische Biomasse im Boden. Der Humusgehalt mitteleuropäischer Böden bewegt sich in den verschiedenen Vegetationstypen im Bereich von 0.5–5 % und wird zudem stark durch die klimatischen, geologischen und chemischen Verhältnisse im Boden bestimmt. Diese Umgebungsvariablen setzen die Rahmenbedingungen dafür, ob sich Humus aufbaut oder verringert. Moorböden sind ein klassisches Beispiel für Konservierung von organischer Substanz unter feucht-kühlen und nährstoffarmen Bedingungen.

3.1.4. Dauerhumus / Nährhumus

Diese Begriffe haben lediglich praktischen Nutzen, sie sind nicht chemisch oder bodenkundlich definiert. Unter Dauerhumus versteht man stabilisierte organische Verbindungen, die oft stabile Komplexe mit Tonmineralen eingegangen sind. Nährhumus ist ein Teil der organischen Substanz, der von Bodenorganismen rasch umgesetzt wird und die in ihm enthaltenen Pflanzennährstoffe freisetzt. Die biologische Umsetzung der organischen Substanz setzt CO_2 frei und in diesem Prozess werden die im Humus enthaltenen Nährstoffe ebenfalls in ihre mineralische Form überführt und wieder verfügbar für die pflanzliche Aufnahme.

3.1.5. Humusgehalt des Bodens

Der Humusgehalt des Bodens kann mit einer Reihe von Methoden bestimmt werden. Eine sehr grobe Abschätzung des Humusgehaltes kann man durch die gravimetrische Ermittlung des Glühverlusts erreichen. Moderne Techniken bedienen sich der thermischen (Elementaranalyse, CHN-Analyser) und chemischen Freisetzung des Kohlenstoffs aus der organischen Substanz des Bodens. In jedem Fall muss die Gegenwart anorganischen Kohlenstoffs ausgeschlossen oder bei der Bestimmung berücksichtigt werden. Bei der Verbrennungstechnik wird der gesamte Kohlenstoff aus gut homogenisierten Bodenproben freigesetzt und als CO_2 gemessen. Dabei muss der anorganische Kohlenstoff aus Karbonaten vor der Messung durch Zugabe von Säure im Überschuss eliminiert werden. Bei der nasschemischen Bestimmung wird die Menge der Cr^{3+} Ionen, die bei der Oxidation des organischen Kohlenstoffs in saurem Milieu aus Kaliumdichromat $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ freigesetzt werden, photometrisch oder titrimetrisch bestimmt. Da diese Methode im sauren Milieu abläuft ist anorganischer Kohlenstoff nicht kritisch, aber andere oxidierbare (Fe^{2+} , Cu^{2+}) oder stark oxidierende mineralische Verbindungen (MnO_2) können stören.

3.1.6. C_{org} des Bodens

Der Kohlenstoffgehalt des Bodens (C_{org}) ist die üblicherweise verwendete Grösse, um die Menge organischer Substanz des Bodens anzugeben. Der Humusgehalt wird aus dem C_{org} -Gehalt berechnet unter der Annahme, dass Humus durchschnittlich 58 % Kohlenstoff enthält. Dieser Wert ist aber mit grosser Unsicherheit behaftet – kann also stark schwanken.

Der Humusgehalt des Bodens ergibt sich aus dem C_{org} -Gehalt wie folgt:

$$\text{Humusgehalt [\%]} \text{ oder } [\text{mg g}^{-1}] = \text{C}_{\text{total}} - \text{C}_{\text{inorg}} * 1.72$$

3.1.7. Organische Dünger

Bei den organischen Düngern sind die düngenden Elemente an organischen Kohlenstoff gebunden. Organische Dünger sind normalerweise tierischen oder pflanzlichen Ursprungs. Organische Dünger sind meist Reststoffe aus der Landwirtschaft (Wirtschaftsdünger), aus dem Gartenbau oder aus der Lebensmittelindustrie. Beispiele für organische Dünger: Gülle, Mist, Guano, Kompost, Gärgut, Knochenmehl, Hornspäne.

3.2. Die organische Substanz in Kompost und Gärgut und ihr Einfluss auf die organische Substanz im Boden

Allgemein gilt, dass organische Substanz und Humus "gut für den Boden" ist. Gemäss Poffet (2011) haben "Homo" und Humus dieselbe indogermanische Sprachwurzel. Humus ist ein zentrales Element der Bodenfruchtbarkeit.

Zusätzlich spielen landwirtschaftliche Böden eine zentrale Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf und werden als mögliche Kohlenstoffquellen- und Senken diskutiert. Die organische Substanz im Boden spielt eine wichtige Rolle als bedeutender CO₂-Speicher. In der organischen Substanz des Bodens ist mehr Kohlenstoff als in der Atmosphäre gespeichert. Dieser Speicher wird durch die Zufuhr an organischer Substanz gespeist und durch den biologischen Abbau reduziert. Über den aktuellen Stand des Speichers gibt es keine genauen Angaben, weil es keine schweizerische Humusbilanz gibt. Humusgehalte sind ausser von Standortfaktoren stark von der Bewirtschaftung abhängig. Neben Messungen im Feld kann eine Abschätzung des Bewirtschaftungseinflusses auf den Humusgehalt über semiquantitative Methoden erfolgen, die auf unterschiedlichen Grundlagen beruhen. Diese können als Prognosewerkzeuge zur Abschätzung der Kohlenstoffversorgung der Böden landwirtschaftlicher Betriebe eingesetzt werden.

Dokumentierte Dauerversuche in der Schweiz verwenden drei methodische Ansätze, um die Auswirkung der Bewirtschaftung auf den Humusgehalt abzuschätzen und die Güte der Methodik zu beurteilen: Empirische Humusbilanzmodelle, ein einfaches dynamisches Kohlenstoffumsetzungsmodell und eine Auswertung der Veränderungen über die Zeit. Die Ergebnisse dieser Methoden werden jeweils mit vorhandenen Messungen der Bodengehalte verglichen (Holenweger 2010). Für eine gesicherte Humusbilanzierung über einzelne Betriebe oder über die ganze Schweiz genügen die Methoden aber noch nicht.

Ob und wie der Wert von Humus auch monetär bewertet und damit konkretisiert werden kann, soll im Folgenden dargestellt werden.

3.2.1. Problemstellung

Bei der Beurteilung von Kompost und Gärgut in Ökobilanzen wurden bisher meist nur deren Nährstoffe und der damit verbundene Ersatz von Mineraldünger berücksichtigt. Dagegen wurde die organische Substanz in Kompost und Gärgut in früheren Ökobilanzen in der Regel nicht mitbewertet. Diese Bewertung liefert bezüglich eines wichtigen Teils unvollständige Resultate und ist daher nur begrenzt belastbar. Problematisch wird es vor allem im Vergleich der Kompostierung und Vergärung mit thermischen Verwertungswegen wie z.B. der Kehrichtverbrennung. Bei der Verbrennung wird die organische Substanz vollständig mineralisiert und je nach Nutzungsgrad energetisch verwertet. In ersten Ansätzen wurde von Schleiss und Jungbluth eine Anrechnung in der Ökobilanz für die Stadt Zürich vorgeschlagen (Schleiss+Jungbluth, 2006). Dieser Ansatz wurde mit der Carbotech AG für die Grüngutverwertungsstudie in Basel ergänzt und angepasst (Dinkel et al, 2009). Dabei hat es sich gezeigt, dass die Art der Gutschrift für die organische Substanz von entscheidender Bedeutung sein kann.

Aufgrund der grossen Bedeutung dieses Aspekts wurde in diesem Projekt vor allem nach weiteren Modellen gesucht, um den eigenen Ansatz zu evaluieren. Für diese Arbeit waren Kontakte zu Forschungsinstitutionen und in die Ökobilanzszene sehr wichtig. Dennoch wurden nur wenige Arbeiten gefunden.

Die Thematik lässt sich grundsätzlich in die folgenden zwei Aspekte aufteilen:

- die Ermittlung der Bedeutung der organischen Substanz für den Boden und seine Fruchtbarkeit
- die Anrechnung der organischen Substanz in Kompost und Gärgut unter Berücksichtigung der entsprechenden Qualitätsbetrachtungen

Die Bedeutung der organischen Substanz im Boden wird von vielen Forschungsanstalten und Universitäten beschrieben und als hoch bewertet. In der Regel endet jedoch die Übereinstimmung schon beim Punkt, wie die Entwicklung der Menge an organischer Substanz im Boden, die Humusbilanz, zu berechnen ist. Dies ist in so fern verständlich, da diese sehr

stark von den regionalen und klimatischen Einflüssen abhängt. Zudem gibt es keine Übereinstimmung, wie der Nutzen der organischen Substanz bewertet werden soll.

Um der organischen Substanz einen realen Wert zuzuweisen, wäre es sinnvoll deren ökonomischen Wert zu kennen. Das Hauptproblem besteht darin, dass der ökonomische Wert des Humus oder der organischen Substanz im Boden nicht beziffert ist. Das liegt daran, dass die organische Substanz nicht gehandelt wird und daher auch keine statistischen Daten zu Preisen und ihren Schwankungen bestehen. Damit wird der Versuch enorm erschwert bis unmöglich, einen Ersatzwert für Humusverlust zu bestimmen. Als einzige Möglichkeit wird hier der Weg über die Ersatzbeschaffung gesehen. Zur Anrechnung der organischen Substanz in Kompost und Gärgut basieren die wichtigsten Ansätze auf den Arbeiten von Reinhold und Kehres. Ihre Arbeiten sind vor allem in monatlich erscheinenden Informationsdienst Humuswirtschaft & KomPost (HUK) von der BGK – Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V., Köln, dokumentiert. In diesem Zusammenhang wurde auch der monetäre Wert der organischen Substanz von Kompost berechnet, indem die Kosten derjenigen Strohmenge bestimmt wurden, welche denselben Nutzen wie der Kompost erbringt (Kehres, Reinhold 2008).

3.2.2. Fragestellung

Bisher war es für Kompost und Gärgut in Ökobilanzen üblich, die Nährstoffe als Substitute von Mineraldüngern und die Schwermetalle als Belastungen einzusetzen. Im Vergleich zur Verbrennung, bei der die organische Substanz vollständig mineralisiert und energetisch genutzt wird, gibt es bei Kompost und Gärgut eine Lücke bezüglich der Bewertung der organischen Substanz. Bisher wurde ihre Auswirkung kaum berücksichtigt. Weil die organische Substanz je nach Behandlungsart zu unterschiedlichen Endprodukten abgebaut wird, stellt sich deren Bewertung als komplex dar:

- Bei der Verbrennung wird die gesamte organische Substanz mineralisiert und damit das ganze Energiepotenzial genutzt; als Endprodukt entsteht Asche.
- Bei der Kompostierung und der Vergärung werden die schwer abbaubaren organischen Bestandteile nur zu einem kleinen Teil abgebaut. Sie stehen damit dem Boden als Nähr- oder Dauerhumus zur Verfügung.

Die Fragestellung lautet somit:

Wie können die Auswirkungen der organischen Substanz (bzw. von Kompost und Gärgut) adäquat in Ökobilanzen abgebildet und mit welchen Gutschriften können sie versehen werden?

Von der Art der Nutzung des Bodens im Ackerbau oder der Substrate im Gartenbau muss auch mit der Frage nach dem richtigen Substitut mit Augenmass vorgegangen werden.

3.3. Charakterisierung der organischen Substanz

Im ersten Teil dieses Kapitels wird auf den Wert der organischen Substanz eingegangen. Anschliessend wird dargestellt, wie der Aufbau der organischen Substanz (Humusreproduktion) charakterisiert werden kann und wie hoch der Beitrag zur Humusreproduktion der verschiedenen Düngemittel ist.

3.3.1. Einfluss der Humusversorgung auf die Bodeneigenschaften

Eine gute Humusversorgung ist entscheidend für die Qualität von Böden. Dazu zählen Aspekte wie:

- Verbesserung des Wasserhaushaltes
- Reduktion der Bodendichte
- Schutz gegen Erosion
- Pflanzenkrankheiten

Wasserinfiltration

Ein hoher Humusgehalt führt zu einer Stabilisierung der Bodenaggregate. Mit dieser Stabilisierung und der Verbesserung des Bodengefüges sind in der Regel auch eine Erhöhung des Porenvolumens und eine Verminderung der Bodendichte verbunden. Entscheidend für die Wasserinfiltration im Boden ist jedoch nicht das gesamte Porenvolumen, sondern die Porenverteilung. Diesbezüglich haben verschiedene Arbeiten gezeigt, dass die Zugabe von schwer abbaubarer, organischer Substanz sich vor allem auf Grobporen auswirkt (Ebertseder und Gutser 2003). Besonders interessant ist dabei, dass die mit organischer Substanz gedüngten Böden nicht nur mehr Grobporen zeigten, sondern dass die Wasserinfiltration in diesen Böden ebenfalls deutlich erhöht wurde. Die positive Wirkung auf Bodenstruktur, Aggregatstabilität und Gefüge wird auch von Amlinger et al. (2006) bestätigt.

Wasserhaltekapazität

Die Wasserhaltekapazität eines Bodens wird entscheidend durch seine Struktur und seine Porenverteilung beeinflusst. Dabei spielen die Bodenporen mit einem Durchmesser von 0,2 bis 50 µm eine wichtige Rolle. Neben dem indirekten Effekt auf die Bodenporen beeinflusst die organische Substanz auch direkt die Wasserhaltekapazität des Bodens, indem sie eine sehr hohe Speicherkapazität für Wasser besitzt, was sich natürlich auch auf die Feldkapazität auswirkt. Hudson (1994) konnte zeigen, dass eine lineare Beziehung zwischen dem OS-Gehalt eines Bodens und seiner nutzbaren Feldkapazität besteht. Diese Beziehung ändert sich leicht je nach der mineralischen Bodenzusammensetzung.

Bodendichte

Durch die beschriebene verbesserte Aggregatstruktur und Porenzusammensetzung wird auch die Bodendichte durch Kompostgaben verkleinert (Carter et al., 2004; Compost-Diffusion et al., 1999). Dadurch verlangt auch die Bodenbearbeitung weniger Zugkraft und somit weniger Treibstoff (Weibel & Fuchs, nicht publiziert).

Erosion

Ein Boden, der gut mit organischer Substanz versorgt ist, ist besser gegen Erosion geschützt. Die Wirkung der organischen Substanz gegen die Bodenerosion beruht vor allem auf der Stabilisierung der Bodenaggregate und der Veränderung des Porenvolumens der Grobporen. Natürlich ist aber die organische Substanz im Boden auch Nahrungsgrundlage für viele Bodenlebewesen, welche durch Lebendverbauung die Struktur des Bodens gegen Verschlammung und Abtragung aktiv schützen.

Pflanzenkrankheiten

Verschiedene Autoren konnten beobachten, dass Pflanzen in Kompostsubstraten anstatt Torf deutlich weniger krankheitsanfällig sind und somit auch Pestizide eingespart werden können (Aldahmani et al., 2005; Boehm und Hoitink, 1992; Hoitink et al., 2006).

Ersatz von Torf im Gartenbau

Jedes Jahr werden in der Grössenordnung von 150'000 Tonnen Torf in die Schweiz importiert (Diener 2010). Wenn Teile davon ersetzt werden können, gibt es grosse Einsparmöglichkeiten an fossilen Rohstoffen und fossilen CO₂ Emissionen, zudem können wertvolle Landschaften geschützt werden.

Im Substratbereich ist es ohne weiteres möglich, zwischen 40 % und 60 % Torf durch ausgewählten Kompost zu ersetzen (Beeson, 1996). Torf ist als Basismaterial für Erdenmischungen arm an Nährstoffen und Salzen, während Kompost je nach Ausgangsmaterial bereits ansehnliche Nährstoff- und Salzgehalte aufweist. Deshalb kann Torf nur zu einem je nach Kulturart spezifischen Anteil durch Kompost ersetzt werden.

Zusammenfassende Bedeutung von Humus

Aus den vorgängigen Darstellungen haben sich folgende wichtige Erkenntnisse ergeben: Der Einfluss der organischen Substanz von Komposten und Gärgut lässt sich in zwei Hauptwirkungsgruppen einteilen:

1. Physikalische Effekte (Humusaufbau, Bodenstrukturverbesserung, Wasser- und Lufthaushalt etc.)
2. Biologische Effekte (biologische Bodenaktivität, Krankheitsunterdrückung, etc.)

Als Folgeerscheinung dieser beiden Wirkungsgruppen wird der Ernteertrag beeinflusst. Aufgrund einer Reduktion von beispielsweise Produktionsmittel und Bewässerung ergeben sich mögliche Kosteneinsparungen, die den Nettoertrag erhöhen.

Ein möglicher Lösungsansatz, wie der Einsatz von Kompost und Gärgut in die Ökobilanz zu integrieren wäre, könnte sich durch die Beantwortung der folgenden Frage ergeben:

Wie wird die notwendige organische Substanz im Boden sichergestellt, wenn dies nicht durch Kompost oder Gärgut erfolgt?

Falls es möglich ist, die Auswirkungen dieser Massnahmen mit der Ökobilanz zu bewerten und es sich um eine gängige Praxis handelt, so kann nach dem Substitutionsprinzip auch der Nutzen der organischen Substanz im Kompost und Gärgut berücksichtigt werden.

Es wurde nach einem Ansatz gesucht, der auf jahrzehntelanger Erfahrung basiert. Als unbestrittene viel versprechende Methode gilt der Ersatz mit Stroh im Ackerbau bzw. mit Torf im Gartenbau (Fuchs J. und Schleiss K., 2008).

3.3.2. Humusreproduktionswirksamkeit der verschiedenen organischen Substanzen

Verschiedene Formen organischer Substanz werden dem Ökosystem zugeführt. Diese haben verschiedene Eigenschaften und ihre Beeinflussung der verschiedenen ökologischen Parameter können zum Teil erheblich variieren. In dieser Arbeit wurden verschiedene Arten organischer Substanzen betrachtet (Tabelle 7).

	Eigenschaften
Stroh	Frische organische Substanz, überwiegend Strukturgewebe mit grossem Lignin- und tiefem Stickstoffgehalt
Torf	Alte organische Substanz, überwiegend Strukturgewebe mit tiefem Nährstoffgehalt, anaerob stabilisiert
Mist / Gülle, Gärgülle, Presswasser / Gärgut	Frische organische Substanz, überwiegend mit limitierter Luftversorgung, an der Luft erhöhte Ammoniakausgasung
Komposte "Landwirtschaftqualität"	Frische organische Substanz, aerob wenig stabil. Meistens noch Temperaturen gegen 70° C, daher hygienisch einwandfrei, häufig Stickstoffblockade
Kompost "Gartenbauqualität" und "Qualität für gedeckten Anbau"	Reife organische Substanz, aerob stabil, kaum mehr N-bindend, geeignet für Erdenmischungen und auch gedeckten Anbau, gut pflanzenverträglich

Tabelle 7: Arten von organischen Substanzen, die dem Ökosystem zugeführt werden

Die Stabilität von organischen Substanzen ist sehr unterschiedlich. Der Kompostierprozess illustriert diese Tatsache gut. Am Anfang ist die organische Substanz instabil und wird im Boden relativ schnell und weitgehend abgebaut. Im Verlauf des Rotteprozesses wird ein Teil der organischen Substanz durch Mikroorganismen abgebaut, der andere Teil in eine stabile Form umgewandelt. Somit ist die organische Substanz von Komposten zunehmend stabiler, je weiter der Prozess fortgeschritten ist.

Um die Auswirkungen der verschiedenen organischen Dünger auf den Humusgehalt eines Bodens zu charakterisieren, wird die Humusreproduktionsleistung definiert (Reinhold and Müller, 2007). Dabei wird bei der organischen Substanz eines Düngers zwischen leicht und

schwer abbaubarer organischer Substanz unterschieden. Nur die schwer abbaubare Fraktion wird als humusreproduktionswirksam betrachtet. Der Anteil an schwer abbaubarer Fraktion variiert je nach Produkt relativ stark. (Kolbe, 2007) präsentiert eine Methode, um die Humusbilanzierung von Ackerland unterschiedlicher Anbauintensität zu evaluieren. Dabei beträgt der Reproduktionskoeffizient für Kompost je nach Anwendungsmenge zwischen 58 und 92 [kg C / t FS].

Entsprechende Forschungen wurden am VDLUFA-Kongress in Rostock vorgestellt (Reinhold und Körschens 2004) und im VDLUFA-Standpunkt "Humusbilanzierung – Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland" publiziert. Damit wurde die gute fachliche Praxis in der landwirtschaftlichen Beratung um den Teil der Humusreproduktion im Boden erweitert.

Nach (Reinhold und Müller, 2007) sind zum Beispiel folgende Anteile der organischen Substanz als schwer abbaubar zu beobachten: 14 % bei Gründüngung, 21 % bei Getreidestroh, 21% bei Schweinegülle, 28 % bei Rindergülle, 35 % bei Rindermist, 28 % bei flüssigem Gärprodukt, 35 % bei festem Gärprodukt, 43 % bei Frischkompost und 51 % bei Fertigkompost (vgl. Abb. 1). Über die Humusreproduktionsfähigkeit von Torf gibt es praktisch keine Angaben, weil Torf kaum im Ackerbau eingesetzt wird, wo dies vor allem interessiert. Aufgrund des schnellen Volumenverlusts in Containerkulturen und der Zusammensetzung wird die Humusreproduktionsfähigkeit von Torf derjenigen von Stroh angenähert.

Die Humusreproduktionsfähigkeit ist wichtig, um die Humusbilanzierung einer Parzelle zu evaluieren. In einem langfristigen Feldversuch konnte (Scherer et al., 2008) zeigen, dass eine praxisübliche Kompostzufuhr nach 40 Jahren einen Humusanstieg von 40 % zur Folge hat, während Mistgaben zu einer Erhöhung des Humusgehalts von bloss 6.5 % führte; dies bei einem Boden mit einem Humusgehalt in den Kontrollparzellen von 2.1 %.

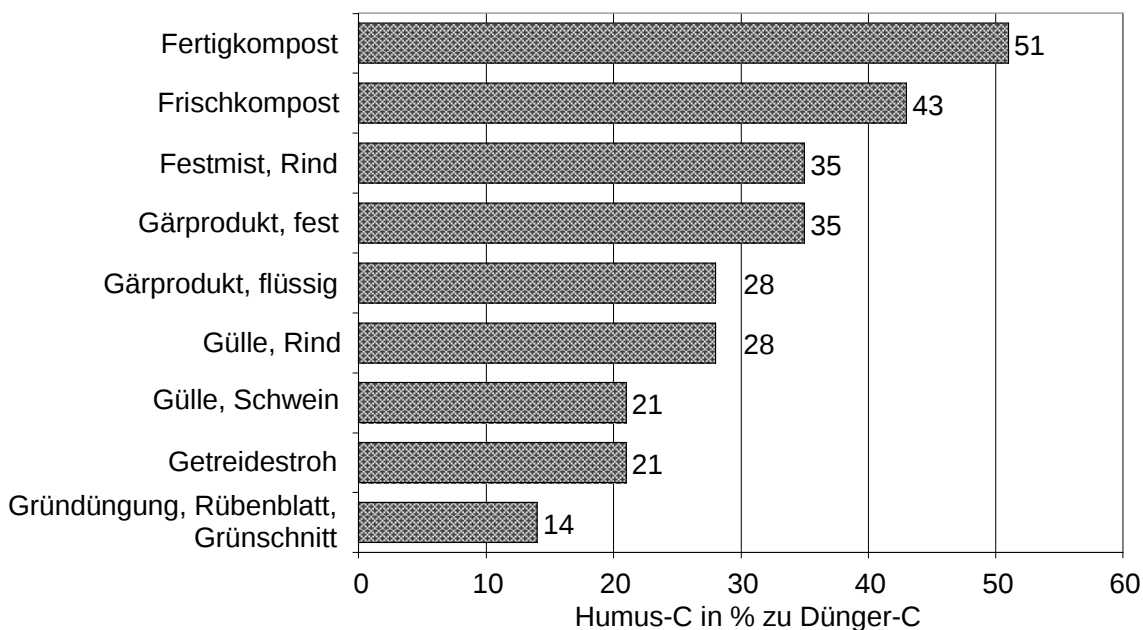


Abbildung 4: Humusreproduktionswirksamkeit von organischem Kohlenstoff unterschiedlicher organischer Dünger (nach Reinhold und Müller 2007)

Ein wesentlicher Aspekt dabei ist die Tatsache, dass im Humus eine grosse Menge Stickstoff eingebunden wird. Daher kann die Stickstoffbindung als ein Indikator für die Humusreproduktion angesehen werden. In Fertigkompost ist ein grosser Teil des Stickstoffs so stark gebunden, dass er für die Reproduktion von Humus gerechnet werden kann. Im Vergleich dazu ist der Stickstoff in Gülle oder in flüssigem Gärgut überwiegend mineralisch oder leicht abbaubar und damit nicht humuswirksam (Abbildung 5).

Getreidestroh braucht aufgrund des weiten Kohlenstoff-Stickstoffverhältnisses für einen zügigen Abbau im Boden eine zusätzliche Stickstoffzufuhr. Deshalb ist für den leicht abbaubaren Teil eine negative Stickstoffbilanz dargestellt, weil Stickstoff aus dem Boden oder aus zusätzlicher Düngung benötigt wird.

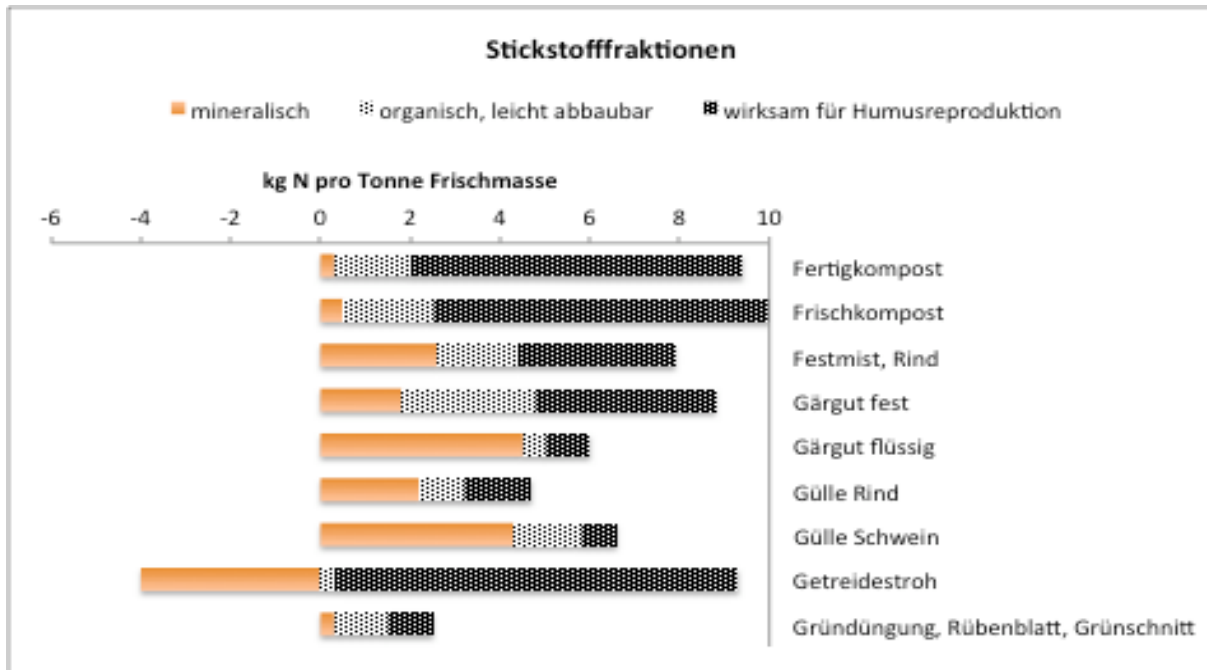


Abbildung 5: Stickstoffbindungsformen unterschiedlicher organischer Dünger unterteilt in: mineralische, organisch – leicht abbaubare und humusreproduktionswirksame Fraktionen (nach Reinhold und Müller, 2007; Reinhold, 2006)

3.4. Bewertung von verschiedenen Quellen an organischer Substanz

(mit Ausschnitten aus Publikation in Humus&Kompost, Kehres und Reinhold sowie Bioplan 2008)

Organische Dünge- und Bodenverbesserungsmittel können nach bodenverbessernder oder pflanzenernährender Wirkung im Rahmen ihres Vorsorge-Nutzen-Verhältnis eingeteilt werden (Reinhold 2006). Die organischen Dünger können durch ein Verhältnis von Boden- zu Pflanzennährwirkung beschrieben werden (siehe Tabelle 8).

Organischer Dünger	Materialkennzeichnung nach Abbaustabilität und Düngewirkung	
	Humus-C in % von Dünger-C**	Verhältnis von Boden- zu Pflanzennährwirkung*
Getreidestroh	21	1 : 0.4
Rindenkompost	52	1 : 0.4
Grasmähgut (Gründüngung)	14	1 : 0.7
Laubkompost	30	1 : 0.8
Biotonnenfrischkompost	43	1 : 1.1
Grüngutfertigkompost	51	1 : 1.2
Gärprodukt, fest	35	1 : 1.2
Biotonnenfertigkompost	52	1 : 1.3
Festmist, Rind	35	1 : 1.5
Gülle, Rind	28	1 : 2.0
Hühnerkot	28	1 : 2.0
Klärschlamm, entwässert	35	1 : 2.6
Gülle, Schwein	21	1 : 3.2
Gärprodukt, flüssig	28	1 : 3.4

Tabelle 8: Abbaustabilität der organischen Substanz im Boden und Verhältnis von Boden- und Pflanzendüngewirkung organischer Dünger

* - nach Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. – Vorsorge-Nutzen-Verhältnis

** - nach VDLUFA-Standpunkt Humusbilanzierung

Die organischen Dünger mit hoher Abbaustabilität der organischen Substanz **und** relativ geringer Pflanzennährwirkung sind bevorzugt für die Humusanreicherung, insbesondere auf humusverarmten Standorten einsetzbar. Zu empfehlen ist, für die Humusanreicherung die Einhaltung einer Abbaustabilität von ≥ 25 % Humus-C von Dünger-C und ein Verhältnis von Boden- : Pflanzennährwirkung von $1 : \leq 1.1$.

3.4.1. Monetäre Bewertung der Humusreproduktion von Kompost und Gärgut

Die Voraussetzungen zur monetären Bewertung der organischen Substanz können wie folgt beschrieben werden:

1. Organische Substanz gibt es nicht als Handelsgut. Es werden Oberboden und Erden gehandelt, aber der Gehalt an organischer Substanz stellt dabei keinen entscheidenden Preisfaktor dar. Deshalb gibt es zum Wert von organischer Substanz keine Preisstatistik, aus welcher ein verlässlicher Wert mit Schwankungsbreite etc. abgelesen werden kann.
2. Aus gesellschaftlicher und ökologischer Sicht ist ein positiver Wert der organischen Substanz bestätigt. In der Umfrage bei rund 50 Landwirten kam zum Beispiel beim Wert von Kompost heraus, dass die Landwirte der organischen Substanz in Kompost mindestens einen ebenso hohen Wert einräumen wie den Pflanzennährstoffen (Schleiss, 1999). Dieser Aspekt wird in der Folge noch vertieft ausgeleuchtet.
3. Ein Weg einer Wertfindung geht über die Ersatzbeschaffung, weil Ersatzmaterialien nicht gratis zur Verfügung stehen. In der Praxis gibt es das meist zitierte Beispiel von Stroh. Dabei besteht ähnlich wie beim Kompost Stroh aus Pflanzennährstoffen und organischer Substanz. Zusätzlich wurde Stroh über die letzten Jahrzehnte hinweg vor

allem von Ackerbau betonten Gebieten hin zu Tierhaltung betonten Regionen gehandelt. Daraus kann näherungsartig ein Wert für die organische Substanz berechnet werden, indem man vom Gesamtwert den Wert für Pflanzennährstoffe abzieht. Dazu werden entsprechende Zahlen in der Tabelle 9 präsentiert.

4. Der errechnete Wert ändert aber von der Wertschätzung her nichts daran, dass die vorhandenen Werte in keiner Buchhaltung und in keinem Inventar auftauchen. Das heisst, dass kurzfristig kalkulierende Landwirte aus der Zehrung der organischen Substanz Profit schlagen können, ohne dass dies in der Buchhaltung sichtbar ist. Erst wenn eine Korrektur des tiefen Humusgehaltes vorgenommen wird, fallen dem Landwirt die Kosten an. Eine wichtige Rolle spielt dabei der Stickstoff. In der organischen Substanz ist er organisch festgelegt und damit nicht direkt pflanzenverfügbar. Deshalb rechnet man den Stickstoffwert in Stroh und Kompost nicht oder nur zu 10 %. Ein wichtiger Bestandteil des Wertes der organischen Substanz ist der darin organisch gebundene Stickstoff.

Gehalte	kg pro t TS	kg pro t FS	Preis/kg Nährstoff	Summe
Stickstoff	6	5.28	1.55	Fr. 8.18
Stickstoff verfügbar		0	1.55	Fr. 0.00
Phosphat	2.4	2.112	1.56	Fr. 3.29
Kalium	12	10.56	1.08	Fr. 11.40
Magnesium	0.75	0.66	1.00	Fr. 0.66
Summe				Fr. 23.54
Schweizer Stroh auf Feld		Wert pro t		Fr. 60.00
organische Substanz		Geschätzter Wert pro t		Fr. 30.00

Tabelle 9: Berechnung des Wertes der organischen Substanz in 1 Tonne Stroh auf dem Feld. Die Differenz zwischen dem Preis des Strohs und dem Wert der organischen Substanz und des Düngers zeigt weitere, schwierig zu beziffernde Nutzen von Stroh.

Wie in Tabelle 9 sichtbar ist, macht der Wert der Nährstoffe in Stroh ohne Stickstoff weniger als ein Viertel des Wertes aus. Der Restwert besteht wahrscheinlich nicht nur aus der organischen Substanz. Ein gewisser Wert wird auch darin gesehen, dass das Feld zur Strohbergung zusätzlich befahren werden muss. Der Wert von Stroh unterliegt je nach Region in der Schweiz auch gewissen Schwankungen. In Gebieten mit einem hohen Getreideanteil in der Fruchtfolge liegt er näher bei Fr. 60.00/t, in Gebieten mit leichten Böden und wenig Getreide liegt der Wert zwischen Fr. 80.00 bis 90.00/t. Der Preis von Fr. 80.00/t Stroh auf dem Feld wird von Landwirten mit kleinem Getreideanteil in der Fruchtfolge als minimalen Wert angegeben, über dem sie bereit sind, Stroh pressen und abtransportieren zu lassen. Nehmen wir einen Düngerwert von Stroh bei steigenden Düngerpreisen bei gerundeten Fr. 25.00, verbleibt mindestens nochmals so viel für den Rest, also die organische Substanz.

Gemäss Angaben von Agridea auf dem Internet-Portal (agrigate 2011) gab es beim Strohandel in den letzten fünf Jahren eine Preissteigerung von 15 % bis über 40 %. Es wird von einer grösseren Nachfrage bei kleineren Produktionsmengen als Grund für die steigenden Preise angegeben.

Wert in CHF pro Tonne	Stroh	Kompost	Gärgut fest
Stickstoff gesamt	8.71	10.81	9.15
Stickstoff verfügbar	0.00	1.08	0.92
Phosphat	3.76	5.43	5.19
Kalium	11.62	6.05	5.09
Magnesium	0.66	3.25	2.80
Kalk Ca	0.00	2.20	2.50
Summe mit 10% Stickstoff	16.04	18.01	16.50
organische Substanz	30.00	15.00	11.00

Tabelle 10: Berechnung des monetären Wertes der Nährstoffe und Schätzung für die organische Substanz in 1 Tonne Stroh, Kompost und Gärgut fest

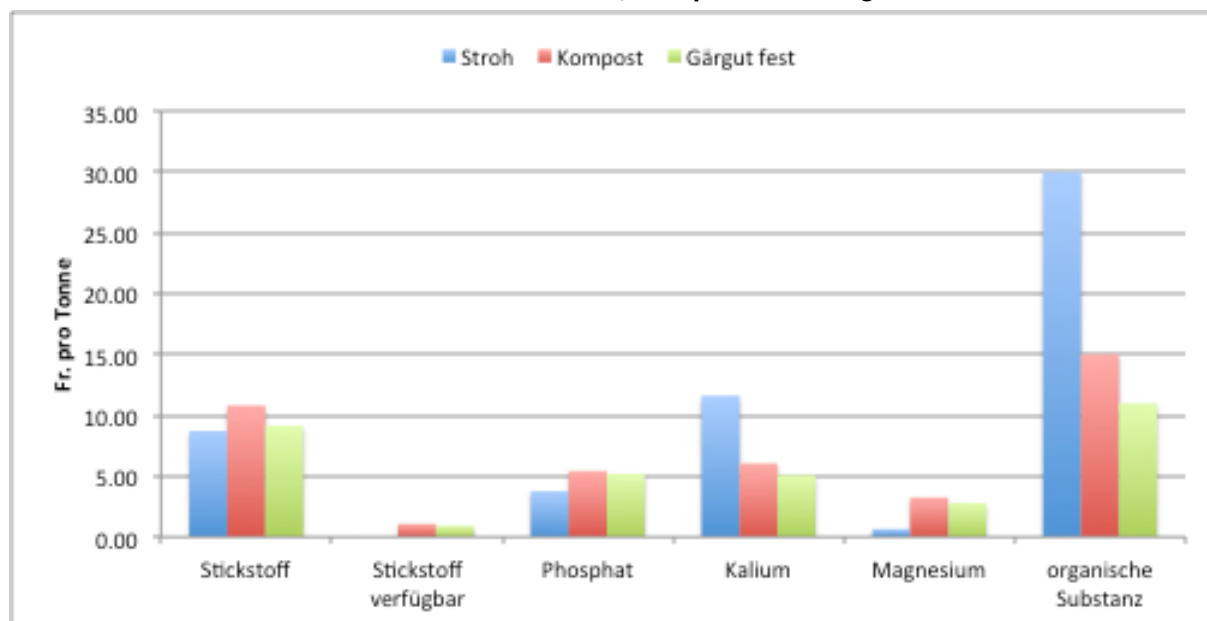


Abbildung 6: Monetärer Wert der Nährstoffe und der organischen Substanz in 1 Tonne Stroh, Kompost und Gärgut fest

Stroh wird zunehmend vielfältig genutzt. Neben der Einstreu der verschiedenen Tierarten ist es auch ein möglicher Industrierohstoff. Aber auch die energetische Nutzung von Biomasse ist keineswegs ausgeschlossen. Das könnte dazu führen, dass eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz auf Ackerflächen im Sinne einer ausgeglichenen Humusproduktion nicht mehr gesichert ist.

3.4.2. Eignet sich Stroh als Referenz für organische Substanz in Kompost und Gärgut

Stroh wird auf Ackerbauflächen in den Regionen Deutschlands und der Schweiz eingesetzt und ist für die Humusproduktion der Flächen heute der mit Abstand wichtigste Stoff. Bisher wurde Stroh vor allem als Ernterückstand angesehen, für den keine wesentliche Nachfrage ausserhalb der Landwirtschaft besteht. Neu wird Stroh zunehmend als erneuerbarer Rohstoff für industrielle Prozesse und zur Energieerzeugung ins Auge gefasst. Dadurch ändert sich der Marktwert für Stroh und dies wird den Wert der Humusproduktion beeinflussen.

Stroh wird einen monetären Marktwert erreichen, sobald sein Marktpreis die Kosten seiner Bergung und des Transportes übersteigt. In Tabelle 9 sind zunächst Werte der Nährstoffe und der organischen Substanz dargestellt. Zusätzlich ist sichtbar, dass die Landwirte zusätzlich zu den reinen Kosten noch weiche Faktoren in die Abwägung einbeziehen.

Stroh stellt vor allem für den Ackerbaubetrieb, der Stroh verkauft, einen Humusverlust dar. Entsprechend muss auch auf dieser Ebene über Ersatzwerte diskutiert werden und nicht über den Wert von Mist in Regionen mit grosser Tierdichte, wo niemals Stroh auf dem Feld gelassen wird, sondern nur in Form von Mist auf die Felder gelangt. Stroh oder eben Kompost bzw. Gärgut sind die möglichen Ersatzprodukte, um die organische Substanz im Boden

auf einem vernünftigen Niveau zu halten. Eine Alternative wäre die Anlage von Naturwiesen, was aber auf viehlosen Ackerbaubetrieben die Frage nach der einträglichen Futterverwertung stellt. In der Regel ist das keine wirtschaftlich interessante Alternative.

Eine ähnliche Berechnung wurde für den Wert von Kompost geführt und kam aufgrund der Befragung von Landwirten mit und ohne Erfahrung mit Komposteinsatz zum gleichen Schluss der Wertverteilung, nämlich die eine Hälfte für Nährstoffe, die andere Hälfte für die organische Substanz. Die folgenden Darstellungen müssen von den Werten her auf die heutige Situation umgerechnet werden.

In den Untersuchungen von Schleiss (1999) wurde in Leitfadengesprächen bei Landwirten abgeklärt, in welchen Bereichen sich die Wertvorstellungen zum Kompost bewegen. Unter anderem wurde dabei abgefragt, wie sich die Ausbringkosten im Vergleich mit dem Kompostwert verhalten. Bei dieser Frage wurde im Gespräch nach einer Wertverteilung zwischen den Nährstoffen und der organischen Substanz im Kompost gefragt. Im Durchschnitt wird der organischen Substanz ein ähnlich hoher Wert eingeräumt wie der gesamten Nährstofffracht. Vereinzelt gab es klar höhere Werte für die organische Substanz.

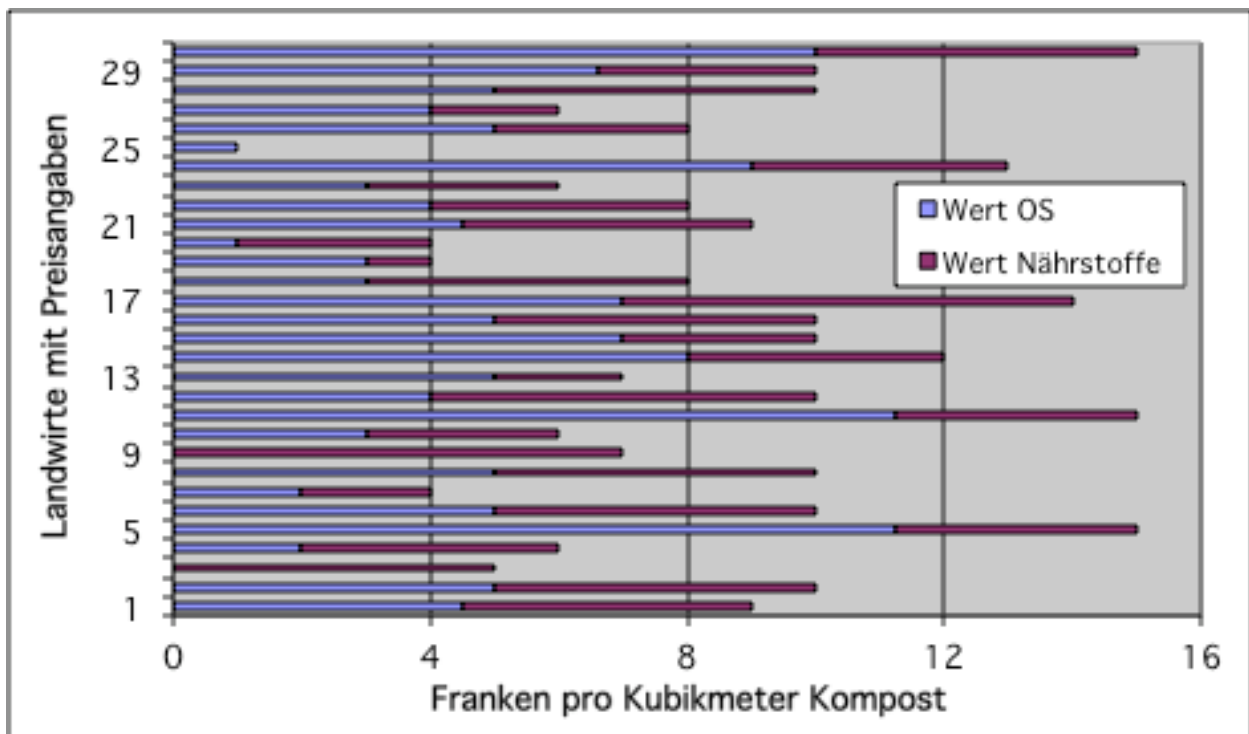


Abbildung 7: Wertanteile für organische Substanz (OS) und Nährstoffe von Kompost (Schleiss 1999)

Bei der Befragung haben viele Bauern die Ausbringkosten sehr tief eingeschätzt. Im Median betragen sie mit Fr. 6.50 pro m³, gut einen Franken weniger als der gesamte Wert (Fr. 8.00 pro m³ im Median). Nach diesen Angaben würde der Wert die Ausbringkosten sogar leicht übertreffen. Dabei sind grosse Schwankungen vorhanden. Vor allem Betriebe mit mehrjährigen Erfahrungen haben Kosten von mehr als Fr. 10.00/m³ für die Ausbringung vorgerechnet.

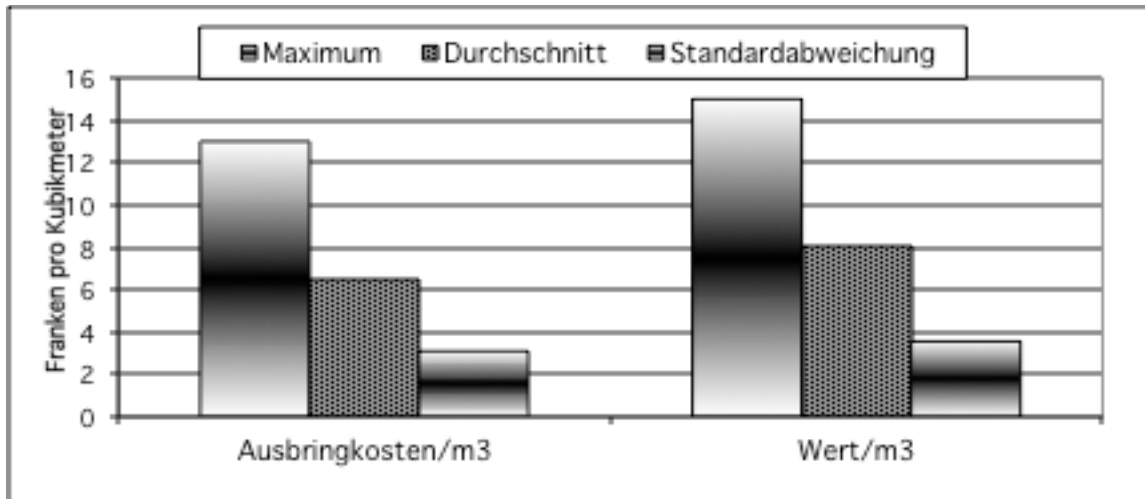


Abbildung 8: Ausbringkosten und Wert pro Kubikmeter Kompost im Vergleich (Schleiss 1999)

3.5. Gutschrift von organischer Substanz in Kompost und Gärgut in der Praxis

Wie in den vorherigen Kapiteln beschrieben, gibt es verschiedene Qualitäten von organischen Substanzen. Frische organische Substanz wie Gründüngung oder Mist bringt vor allem kurzfristig Nahrung für Bodenlebewesen, aber keine namhafte Zunahme des Humusgehaltes. Man spricht von Nährhumus. Stabilisierte organische Substanz in Kompost erhöht den Gehalt an Dauerhumus. Damit wird der Humusgehalt über einen Zeitraum von mehreren Jahrzehnten beeinflusst. Für die Bildung von Dauerhumus braucht es aber auch einen Anteil Lignin (Holzleimstoff). In lange dauernden Umbauprozessen wird aus verschiedenen Substanzen Dauerhumus zusammengefügt. Dabei wird auch ein bedeutender Anteil Stickstoff immobilisiert. Beim Abbau von Humus wird dieser Stickstoff wieder frei, dabei sinkt aber auch der Humusgehalt wieder.

Bei den unterschiedlichen organischen Düngern wird davon ausgegangen, dass deren organischer Kohlenstoff (TOC) zu 14 % bis 51 % in die Humusmatrix des jeweils gedüngten Bodens eingebaut wird. Die leicht abbaubare organische Fraktion wird nicht humusreproduktionswirksam. Sie wird im Boden mikrobiologisch abgebaut, ohne dass daraus zwischenzeitlich Humusverbindungen entstehen. Das Bodenleben wird entsprechend intensiviert, der Sauerstoffverbrauch im Boden und die Freisetzung von Kohlendioxid aus dem Boden steigen. Das als Bestandteil der gesamten Bodenatmung aus organischen Düngern freigesetzte Kohlendioxid kann durch einen wüchsigen und mikroklimatisch vorteilhaften Pflanzenbestand weitgehend assimiliert werden.

Ähnlich der Substitution von fossilen Energieträgern durch erneuerbare Energien bei der Bereitstellung von Nutzenergie, können beim Ersatz von fossilen Stoffen wie Torf mit erneuerbaren Stoffen wie Kompost und Gärgut, fossile Ressourcen geschont und die Emissionen von fossilem CO₂ reduziert werden.

	Schütt- gewicht kg/l ^t	Trocken- substanz TS kg/kg	OS in TS kg/kg	OS in FS kg/kg	C in FS kg/kg	C in FS kg/l ^t	Humus- koeffizient	Humus-C kg/m ³
Torf	0.15	0.7	0.9	0.63	0.37	0.05	0.21	11.5
Stroh	0.15	0.8	0.87	0.70	0.40	0.06	0.21	12.7
Kompost reif	0.61	0.56	0.38	0.21	0.12	0.08	0.51	38.4
Kompost frisch	0.56	0.51	0.48	0.27	0.16	0.09	0.43	37.5
Gärgut fest	0.47	0.53	0.5	0.27	0.15	0.07	0.35	25.3
Gärgut flüssig	1	0.12	0.42	0.05	0.03	0.03	0.28	8.2

Tabelle 11: Annahmen zur Gutschrift von organischer Substanz in Kompost und Gärgut

Kompost und festes Gärgut weisen in der Analyse Werte auf, die nahe beieinander liegen. Deshalb werden sie hier auch gleich eingesetzt. Aus 1 kg Grüngutkompostierung entstehen 0.5 kg Kompost, aus 1 kg Bioabfallvergärung jedoch nur 0.3 kg festes Gärgut und 0.3 kg flüssiges Gärgut. Diese Mengendifferenz bei den Produkten wird für die Ersatzmengen der organischen Substanz berücksichtigt.

Aufgrund des hohen OS-Anteils in Torf und Stroh, verglichen mit Kompost und Gärgut, wird mengenmässig mehr Kompost- und Gärgutmasse benötigt, um Torf oder Stroh zu ersetzen. Bezüglich Volumenersatz führt die geringe Dichte von Torf und Stroh dazu, dass deutlich weniger Kompost- und Gärgutvolumen benötigt wird, um Torf oder Stroh zu ersetzen (mit Ausnahme von Gärgut flüssig).

3.6. Vorschlag zur Integration der Elemente in die Ökobilanz

Aus den vorgestellten Ergebnissen und entsprechend dem Stand des Wissens wird vorgeschlagen, die Integration der Auswirkung der organischen Substanz von Kompost und Gärgut in die Ökobilanz mit dem Einsetzen von Substituten zu realisieren. Als Substitut werden für die landwirtschaftliche Anwendung Stroh und für die gärtnerische Anwendung Torf gewählt. Stroh wird auf Ackerbauflächen in den Regionen Deutschlands und der Schweiz eingesetzt und ist für die Humusreproduktion der Flächen heute der mit Abstand wichtigste Stoff. Es wird angenommen, dass zwei Drittel der Menge von Kompost und Gärgut in der Landwirtschaft eingesetzt wird. Das dritte Drittel, das im Gartenbau Anwendung findet, ersetzt den dort üblichen Torf. Dies widerspiegelt im Grossen etwa Schweizer Verhältnisse.

Die Mengen der Substituten werden aufgrund der Fähigkeit der verschiedenen Produkte, Humus zu reproduzieren berechnet. Die Umrechnungen erfolgen auf der Basis der Humuskoeffizienten, welche in Tabelle 11 dargestellt sind.

	1 m ³ ersetzt	m ³ Torf	m ³ Stroh
Kompost	1 m ³	3.3	3
Gärgut fest	1 m ³	2.2	2
Gärgut flüssig	1 m ³	0.7	0.6
	1 t ersetzt	t Torf	t Stroh
Kompost	1 t	0.8	0.8
Gärgut fest	1 t	0.7	0.6
Gärgut flüssig	1 t	0.1	0.1

Tabelle 12: Die Ersatzmengen für 1 kg Kompost bzw. Gärgut fest und flüssig⁴

⁴ Als Berechnungsbasis wurden die durchschnittlichen Gehalte an organischer Substanz der verschiedenen Produkte und die Humusreproduktionswirksamkeit ihres organischen Kohlenstoffs (Tabelle 11) verwendet.

Eine detaillierte Anrechnung der Wirkungen der organischen Substanz von Kompost und Gärgut nach Effekten, ist mit dem heutigen Datenstand nicht möglich. Auch für die Zukunft wäre das mit einem unverhältnismässigen Aufwand verbunden.

- Infolge der Interaktionen zwischen den verschiedenen Effekten wäre das Bestreben nach einer so genauen Lösung auch wenig sinnvoll.
- Der pragmatische Ansatz der Substitution mit vorhandenen organischen Stoffen scheint im Moment der einzig machbare Weg.
- Die längerfristigen Effekte der Humusminderung in den landwirtschaftlichen Böden sind hier nicht betrachtet. Dafür müsste die landwirtschaftliche Produktion bezüglich des Humushaushalts spezifisch beurteilt werden.
- Der Einbezug der organischen Substanz hat einen grossen Einfluss auf die ökologische Beurteilung der Behandlung von Grüngut. Die vorliegenden Resultate sind ein erster Schritt zur besseren Berücksichtigung dieser Effekte.
- Grössere Grundlagenarbeiten, um diese Effekte besser zu verstehen und zu definieren, fehlen in diesem Bereich noch. Langfristige Versuche, in denen die Auswirkungen der Anwendung der verschiedenen Produkte verfolgt werden, sind ein vernünftiger Weg, um diese Wissenslücke zu schliessen.

Wir schlagen daher vor, die Integration der Auswirkungen der organischen Substanz von Kompost und Gärgut in die Ökobilanz mit dem globalen Einsetzen von Substituten zu realisieren. Dieser pragmatische Ansatz wurde mit anderen Bodenspezialisten im In- und Ausland diskutiert und von diesen als sinnvoll erachtet.

Der Einfluss dieser Gutschrift auf das Gesamtergebnis ist in Abbildung 9 dargestellt. Dieses Resultat zeigt, dass die Gutschrift für die organische Substanz nicht zu vernachlässigen ist.

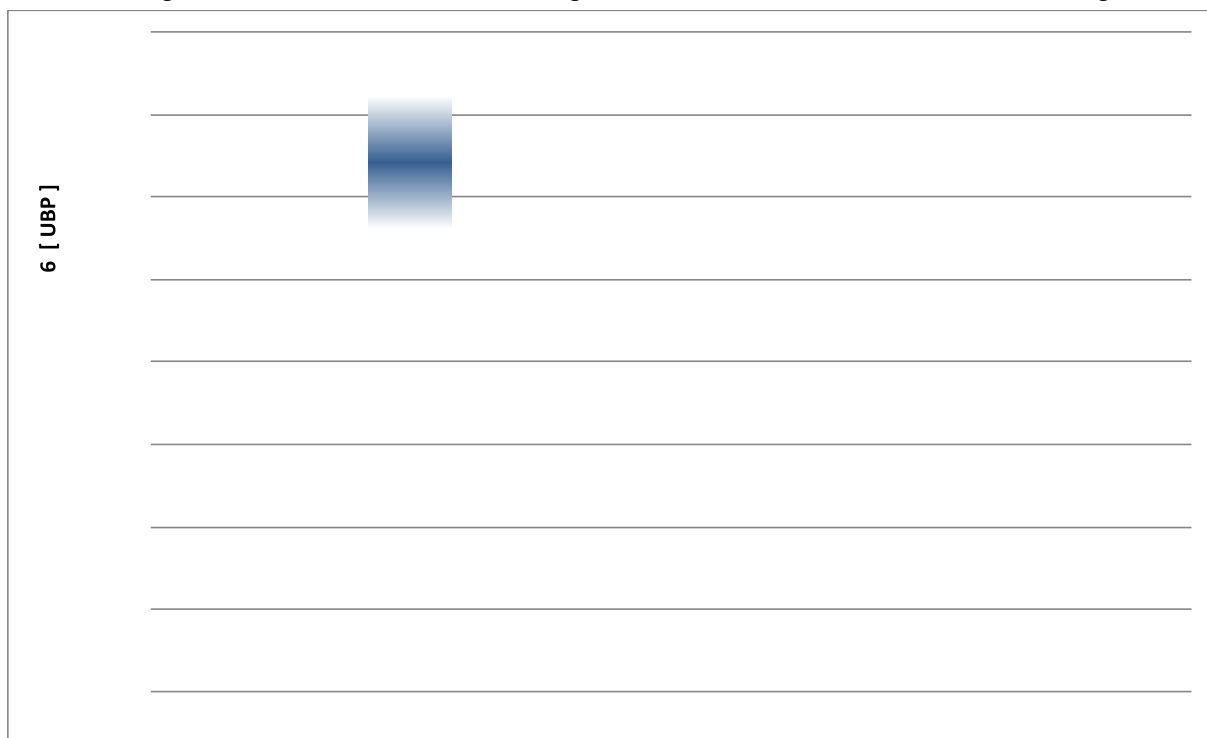


Abbildung 9: Kompost, bewertet mit der Methode der ökologischen Knappheit 2006; die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an.

3.7. Literatur: Modul 2

- agrigate 2011 Entwicklung des Strohpreises in den letzten Jahren, Agridea;
www.agrigate.ch/de/pflanzenbau/660/6702/stroh/
- Aldahmani, J.H.,
P. Abbasi, F.
Sahin, H.A.J.
Hoitink, S.A.
Miller. 2005 Reduction of bacterial leaf spot severity on radish, lettuce, and tomato plants
grown in compost-amended potting mixes. Canadian Journal of Plant Pathology
27:186-193
- Amlinger, F., S.
Peyr, J. Geszti,
D. P., W. K., and
N. 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 Österreich, Wien
- Amlinger, F.,
Nortcliff, S.,
Weinfurter, K.
Dreher, P. 2003 Applying Compost - Benefits and Needs, Brussels. BMLFUW European Commis-
sion, Vienna & Brussels
- Asche, E. 1997 Einfluss von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf die Boden-
fruchtbarkeit unter besonderer Berücksichtigung der N-Dynamik Wissenschaftli-
cher Fachverlag, Giessen
- Beeson, R.C., Jr.
1996 Composted yard waste as a component of container substrates. Journal of Envi-
ronmental Horticulture 14:115-121
- Bioplan 2008 Vorschlag zur monetären Bewertung von organischen Primärschubstanzen hinsicht-
lich ihrer einfachen Humusreproduktionsleistung in landwirtschaftlich genutzten
Ackerböden nach der Humusbilanzierungsmethode. Herausgeber: Bundesgüte-
gemeinschaft Kompost. www.Kompost.de
- Boehm, M.J.,
Hoitink H.A.,
1992 Sustenance of microbial activity in potting mixes and its impact on severity of
Pythium root rot of poinsettia. Phytopathology 82:259-264
- Burkhard R, Fel-
der D, Guggis-
berg B und Hart-
mann D, 2009 Biomassestrategie, Schweiz; Strategie für die Produktion, Verarbeitung und Nut-
zung von Biomasse in der Schweiz. Unterzeichnet von den Direktoren der Bun-
desämter für Energie, Landwirtschaft, Raumentwicklung und Umwelt, Bundes-
verwaltung, Bern
- Compost-Diffu-
sion, SESA, Sol-
Conseil, 1999 Utilisation des composts en agriculture. Synthèse des Essais-Vitrines 1989-1998.,
Mont-sur-Lausanne, Switzerland
- Dinkel F, Schleiss
K, Zschokke M,
2009 Ökobilanz zur Grüngutverwertung in Basel, im Auftrag des Amtes für Umwelt und
Energie, Basel-Stadt, Februar 2009, nicht veröffentlicht
- Ebertseder T.
und Gutser, R.,
2002 Grundlagen zur Nährstoff und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrate-
gien von Komposten im Freiland, p. 47-72, In Z. G. e.V., ed. Handbuch Kompost
im Gartenbau. FGG Förderungsgesellschaft Gartenbau mbH, Bonn
- Fuchs, J.G., M.
Bieri, and M.
Chardonnens.
2004 Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbar-
keit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen
Literatur. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), CH-50701 Frick,
Frick (CH)
- Fuchs J., Kupper
T., Tamm L., CODIS 2008: Compost and digestate: sustainability, benefits, impacts for the
environment and for plant production., Solothurn, Switzerland. FiBL, Research

Schenk K., 2008	Institute of Organic Agriculture, Frick, Switzerland
Fuchs J, Schleiss K, 2008	Ökologische Bewertung der organischen Substanz, Zusatzmodul zu Forschungsprojekt Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit, im Auftrag des BAFU, Bern
Hoitink, H.A.J., L.V. Madden, A.E. Dorrance. 2006	Systemic resistance induced by <i>Trichoderma</i> spp.: Interactions between the host, the pathogen, the biocontrol agent, and soil organic matter quality. <i>Phytopathology</i> 96:186-189
Holenweger 2010	Humusbilanzen in Schweizer landwirtschaftlichen Dauerfeldversuchen, Validierung von Humusbilanzmodellen, Masterarbeit am geografischen Institut der Universität Zürich
Poffet G. (2011)	Homo und Humus, Editorial zur Ausgabe 4/11 von Umwelt, natürliche Ressourcen in der Schweiz www.bafu.admin.ch/magazin .
Reinhold und Müller 2007	Humusreproduktionswirksamkeit von organischem Kohlenstoff unterschiedlicher organischer Dünger
Reinhold und Körschens 2004	Einordnung von Komposten in die "Gute fachliche Düngungspraxis" unter besonderer Berücksichtigung der Humusversorgung landwirtschaftlicher Böden; 116. VDLUFA-Kongress vom 13. bis 17. September 2004 in Rostock
Scherer HW, Welp G, Metker J (2008)	Kompost fördert die biologische Aktivität und das Stickstoffnachlieferungsvermögen des Bodens. <i>Getreide Magazin</i> 1/2008:1-4
Schleiss. K, 1999	Grüngutbewirtschaftung im Kanton Zürich aus betriebswirtschaftlicher und ökologischer Sicht, Dissertation an der ETH Zürich Nr. 13'476
Schleiss K und Jungbluth N, 2006	Verwertung der biogenen Abfälle in der Stadt Zürich, Bericht mit besonderer Berücksichtigung der biogenen Abfälle aus Haushalten, ERZ Entsorgung + Recycling Zürich, Hagenholzstrasse 110, Postfach, 8050 Zürich, Ökobilanzteil nicht veröffentlicht
Diener V, 2010	Torfimporte in die Schweiz, Interpellation im Ständerat, www.parlament.ch/d/suche/seiten/geschaefte.aspx?gesch_id=20103106

Modul 3: Schwermetallbewertung

4. Schwermetalle im Boden

4.1. Schwermetalleinträge

Da Schwermetalle grundsätzlich nicht abgebaut werden können, ist nicht nur eine Akkumulation im Boden sondern auch entlang der Nahrungskette möglich. Bei der ökologischen Bewertung ist bei den Schwermetallen Kupfer, Chrom, Nickel und Zink vornehmlich deren Phytotoxizität, dagegen bei Cadmium und Blei deren Human- bzw. Zootoxizität hervorzuheben. Einige der Schwermetalle wie z.B. Cadmium sind nicht oder nur schwach phytotoxisch, für viele Tiere und den Menschen dagegen können sie ab höheren Konzentrationen toxisch sein (Herter und Külling 2001). Aus diesem Grund können die Schwermetalle von den Pflanzen aufgenommen werden, ohne dass sie dadurch selber grössere Beeinträchtigungen erfahren. Bei der anschliessenden Ernte wird damit ein Teil der Schwermetalle dem System Boden entzogen und kann in die Nahrung oder das Futter gelangen.

4.1.1. Natürliche Schwermetallquellen

Böden weisen einen ausserordentlich variablen Anteil an natürlich vorkommenden Schwermetallen auf, welcher durch die bodenbildenden Gesteine bedingt ist. Durch Verwitterungsprozesse werden die in der kristallinen Grundstruktur eingebauten Schwermetalle freigesetzt (geogene Grundbelastung). Die lokale Bodenbelastung korreliert daher mit jener der jeweiligen Muttergesteine. Die räumlichen Unterschiede können aus diesem Grund bedeutend und verhältnismässig gross sein (Freiermuth 2006)

Die starken räumlichen Variationen führen allerdings dazu, dass die Gehalte bei einer lokalen Anwendung jedoch oft nicht repräsentativ sind und zwischen 15% und 110% der entsprechenden VBBö-Richtwerte (VBBö, 2008) ausmachen können (Tuchschnid 1995).

4.1.2. Anthropogene Schwermetallquellen

Neben den natürlichen Quellen an Schwermetallen im Boden kommt die anthropogene Belastung hinzu. Aufgrund der Analysen des Nationalen Boden-Beobachtungsnetzes NABO erfahren Schweizer (Landwirtschafts-)Böden gemäss (Herter und Külling 2001) eine leichte Anreicherung mit Schwermetallen im Laufe der Jahre, d.h. der Nettofluss in den Boden ist grösser als Null. Die Einträge aus anthropogenen Quellen übertreffen diejenigen aus natürlichen Quellen deutlich und führen damit in erster Linie zu einer Anreicherung von Schwermetallen in den Böden.

Die Metalle werden hauptsächlich diffus über Luftdeposition sowie punktuell über landwirtschaftliche Hilfsstoffe wie Dünger und Pflanzenschutzmittel in die Böden eingebracht (Desaules und Studer 1993).

Aufgrund dieser diffusen Einträge und der Persistenz der Schwermetalle im Boden, ergibt sich eine Grundbelastung aller Schweizer Böden mit Schwermetallen (BAFU 2007), d.h. in der Schweiz gibt es keine völlig unbelasteten Böden mehr.

Im Folgenden werden die oben erwähnten sowie einige weitere Eintragswege kurz erläutert (siehe dazu auch Abbildung 10):

Luftdeposition (diffuser Eintrag)

Die Luftschadstoffe Cadmium, Quecksilber und Zink werden hauptsächlich durch Industrie und das Gewerbe emittiert. Bleiemissionen dagegen waren früher in erster Linie auf den Verkehr (BUWAL 1995) zurückzuführen, heute sind voraussichtlich Emissionen aus Kehr-richtverbrennungsanlagen sowie Korrosionsschutzarbeiten (Cercl' Air 2004) relevanter. Aus diesen Emissionen in die Luft resultieren dann die Deposition und damit der Eintrag in den Boden.

Landwirtschaftliche Hilfsmittel

Landwirtschaftlich bedingte Schwermetalleinträge können entweder aus gezielt eingesetzten, metallhaltigen Zusätzen (z.B. in Futtermitteln) oder aus Verunreinigungen der Hilfsstoffe wie Düngern und Pflanzenschutzmitteln stammen.

Mineraldünger

Viele Dünger weisen neben den erwünschten Nährstoffen oft auch Verunreinigungen mit unerwünschten Schadstoffen auf. So weisen beispielsweise viele Phosphatdünger einen natürlichen Gehalt an Uran und Cadmium auf, welcher als natürliche Beimengung des jeweiligen phosphathaltigen Minerals auftritt (Kratz 2005). Die Düngung mit Mineraldüngern (Györi et al. 1996) kann aus diesem Grund zu einer Anreicherung von Schwermetallen im Boden führen.

Pflanzenschutzmittel

In vielen regelmässig angewandten Pflanzenschutzmitteln befinden sich Schwermetalle im zweistelligen Prozentbereich. Es handelt sich dabei hauptsächlich um erwünschte Zusätze in Form von Kupfer und Zink. Da die Schutzmittel in flüssiger Form ausgebracht werden, gelangt jeweils ein Teil dieser Mittel direkt in den Boden oder wird durch Niederschlag später von den Pflanzenoberflächen abgewaschen und gelangt auf diese Weise in den Boden (Freiermuth 2006). Starke Akkumulationen im Boden können insbesondere beim Wein- und Kartoffelanbau vorkommen (Besnard et al. 2001).

Hofdünger (Gülle)

Bei der Tiernahrung sind Schwermetalle in den Futtermitteln und den Medikamenten von Bedeutung (Schultheiss 2004), da die Tiere über Verunreinigungen in den Futtermitteln Schwermetalle wie Cadmium, Blei oder Nickel aufnehmen können.

Des Weiteren können signifikante Mengen über Zusätze von Kupfer und Zink zu Futtermitteln für Schweine und Rinder erfolgen⁵. (Schultheiss 2004).

Kompost und Gärgut

Bei der Anwendung von Kompost und Gärgut als Düngerersatz und zur Bodenverbesserung werden Schwermetalle auf unterschiedliche Wege ins System Boden eingebracht:

- Schwermetalle in kompostierter oder vergärter Biomasse, sei es aus der Anwendung von Mineraldüngern oder aus der Luftdeposition (z.B. über die Verwertung von Laub) auf die jeweiligen Pflanzen
- Schwermetalle aus dem Oberboden, welche als Hintergrundbelastung des jeweiligen Bodens vorhanden sind und zusammen mit Kompost oder Gärgut jeweils verfrachtet werden:
Einerseits handelt es sich um Schwermetalle, welche von der Pflanze aufgenommen wurden und andererseits wird im Hausgarten voraussichtlich ein grosser Anteil (>70%) über den Bodenanteil des Komposts eingetragen. Diese Fraktion würde somit vom Oberboden des Entnahmeorts auf einen anderen Boden übertragen und stellt damit keinen Neueintrag in das System Boden dar.
- Verunreinigungen bei nicht fachgerechter Kompostierung oder Vergärung, bei der direkt schwermetallhaltige Materialien in das zu Grüngut eingebracht werden ("Müllkompostierung").

⁵ Diese Elemente wirken sich in der Regel anregend auf Fruchtbarkeit, Wachstum oder Verdauung aus.

Ernterückstände

Auf dem Feld zurückgelassene Ernterückstände führen zu einem mit dem Boden geschlossenen Kreislauf: Die Schwermetalle, welche durch das Pflanzenwachstum in die Ernterückstände gelangen, gehen durch Zersetzung wieder zurück in denselben Boden. Über die Dauer einer Fruchtfolge betrachtet, führen Ernterückstände folglich zu keiner Konzentrationsänderung und werden hier deshalb nicht einbezogen.

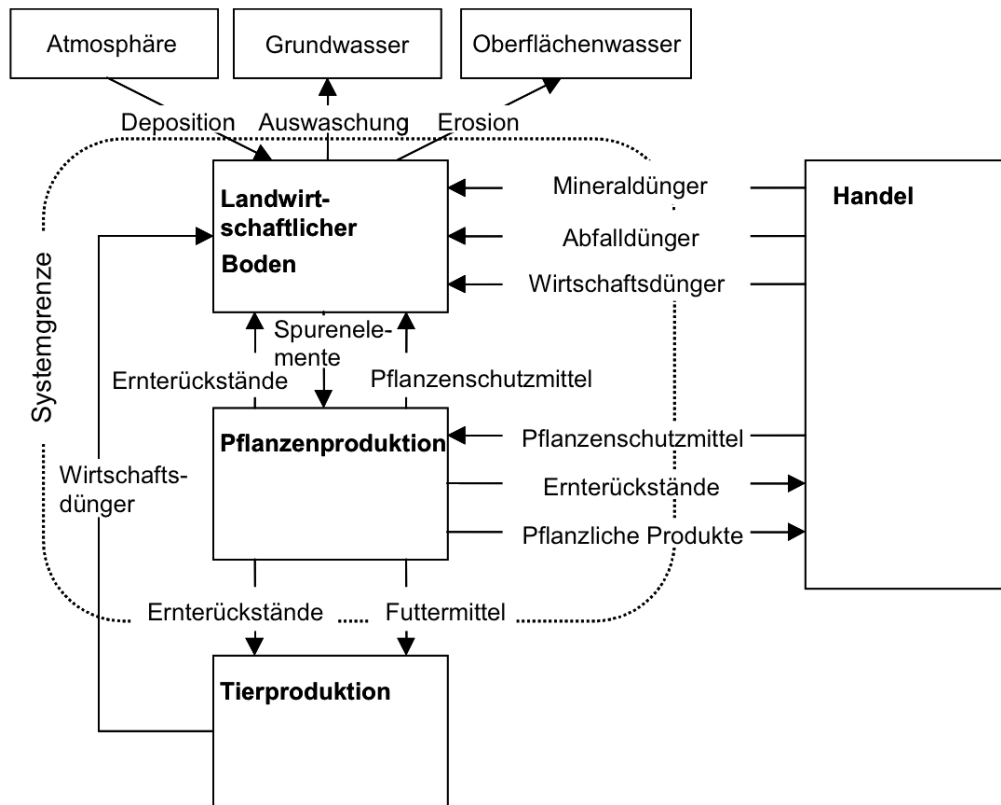


Abbildung 10: Systemdarstellung Landwirtschaftsparzelle (nach Freiermuth 2006)

4.1.3. Bodenschutzleitbild

Gemäss dem Leitbild Bodenschutz des BAFU (BAFU 2007) ergeben sich aufgrund der bisherigen Untersuchungen für die Schweiz die folgenden Erkenntnisse zur Situation der Bodenbelastung mit Schwermetallen:

- Problematische Bodenbelastungen hängen in der Regel zusammen mit speziellen oder einseitigen Nutzungen (z. B. Rebbau), mit der Nähe zu wichtigen Schadstoffquellen (Strassenverkehr, Metallwerke), mit unkontrollierter Verwertung belasteten Bodenaushubs oder mit Altlasten.
- Ausserhalb eigentlicher Belastungsgebiete liegen die Schadstoffgehalte land- und forstwirtschaftlicher Böden grösstenteils noch so tief, dass die Bodenfruchtbarkeit langfristig noch gesichert ist, wenn die Belastung nicht weiter ansteigt.

4.2. Schwermetallaustrag

Neben dem Eintrag neuer Schwermetalle von aussen werden diese auch über verschiedene Pfade aus dem System Boden entfernt. Der Austrag der Schwermetalle erfolgt in erster Linie über die folgenden Wege (Freiermuth 2006):

- Ernte als Nahrung oder Futter
- Erosion⁶, anschliessend Austrag in Oberflächengewässer (Anteil unbekannt, jedoch sehr wahrscheinlich äusserst gering)
- Auswaschung ins Grundwasser⁷

4.3. Bewertung von Schwermetalleinträgen im Boden durch biologische Verwertungsverfahren mittels Ökobilanzierung

4.3.1. Bewertungsmethoden

Welcher Anteil der Schwermetalle im Boden bioverfügbar ist, d.h. wie viele in einer Form vorliegen, welche aus dem Boden ausgetragen werden kann (sei es über Pflanzen oder physikalische Prozesse), wird von keiner der gängigen Bewertungsmethoden berücksichtigt. Schwermetalle stellen hauptsächlich dann eine wesentliche Belastung des Bodens dar, wenn sie für Pflanzen verfügbar sind und diese schädigen oder über die Nahrungskette eine toxische Wirkung auf Menschen und Tiere haben (Blume 1990). In Bezug auf die tatsächlich toxisch wirksame Fraktion könnte als Hauptfaktor die Löslichkeit der Schwermetalle mit einbezogen werden. Die Schweizer Gesetzgebung macht genau diese Unterscheidung in der Verordnung über die Belastungen des Bodens (VBBo, 2008), wobei die Richt-, Prüf- und Sanierungswerte für den löslichen Anteil jeweils um die Faktoren 40–300 tiefer liegen als die entsprechenden Gesamtgehalte.

Da die Löslichkeit stark pH-abhängig ist, kann die tatsächliche Umsetzung in der Realität allerdings durchaus komplex sein.

In vorangegangenen Untersuchungen im Bereich der Grüngutverwertung ((ERZ, 2006), (AUE 2009) und Köniz 2009)) konnte aufgezeigt werden, dass die Schwermetallemissionen in den Boden bei der Bewertung mit verschiedenen vollaggregierenden Methoden wie beispielsweise Eco-Indicator 99 (Eco-Indicator 99, 2001) und ökologische Knappheit 2006 (Frischknecht, 2006) einen wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnis haben. Insbesondere im Vergleich unterschiedlicher Verwertungssysteme ist dieser Einfluss auf das Resultat signifikant.

Die folgenden drei Abschnitte zeigen jeweils für die Bewertungsmethoden Eco-Indicator 99 und ReCiPe sowie ökologische Knappheit 2006 und 1997 (Brand et al. 1998) die Ergebnisse dieser erwähnten Studien. In den Grafiken wird jeweils den Anteil der Schwermetalle am Gesamtergebnis separat ausgewiesen.

⁶ Erosion und Auswaschung von Schwermetallen würden ohne landwirtschaftliche Bewirtschaftung nicht auftreten. Daher hat der Betrieb auch die Verantwortung für die aus dem Grundgehalt ins Grundwasser respektive Oberflächengewässer eingetragenen Schwermetalle zu übernehmen.

⁷ Es kann davon ausgegangen werden, dass Schwermetalle höchstens in sehr geringen Mengen ins Grundwasser ausgewaschen werden. Dies bestätigt die nationale Qualitätsbeobachtung Grundwasser NAQUA, in deren Rahmen Grundwasserproben analysiert wurden.

Ökologische Knappheit 2006 (UBP 06)

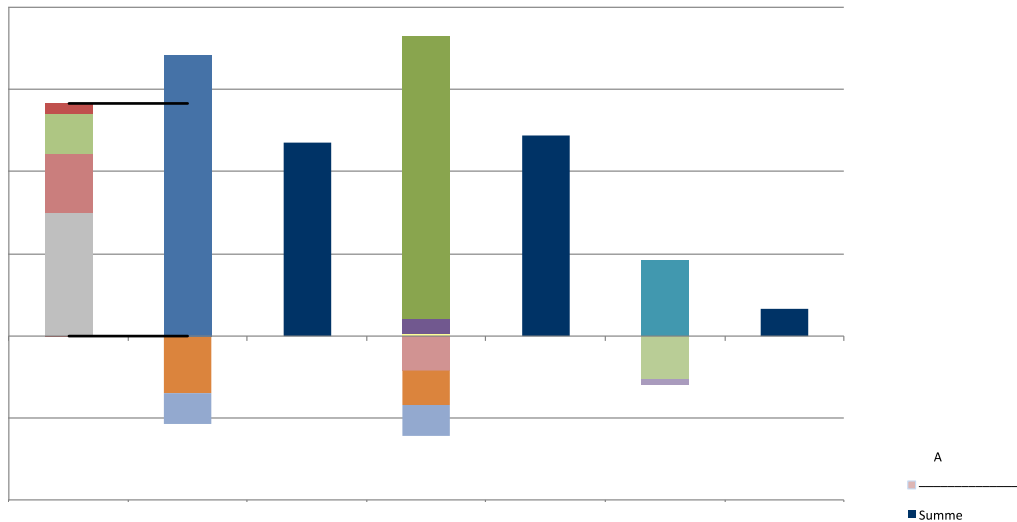


Abbildung 11: Verwertung Grüngut, Bewertung mit der Methode der ökologischen Knappheit 2006

Die in Abbildung 11 dargestellten Resultate zeigen deutlich, wie stark der Einfluss der Ausbringung der Schwermetalle mit der Methode der ökologischen Knappheit 2006 bewertet wird. Die biologischen Verwertungsverfahren werden jeweils um Faktoren schlechter eingestuft als die Verbrennung in der Kehrlichtverbrennungsanlage.

Zum Vergleich werden die Ergebnisse der entsprechenden Berechnungen mit der Vorgängermethode 1997 in der folgenden Abbildung dargestellt.

Ökologische Knappheit 1997

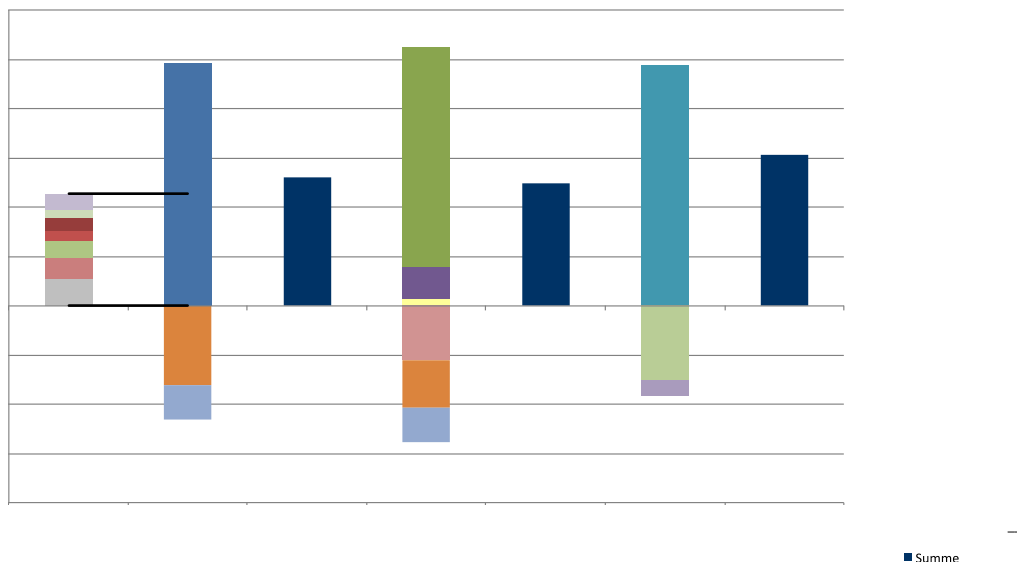


Abbildung 12: Verwertung Grüngut, Bewertung mit der Methode der ökologischen Knappheit 1997

Wie Abbildung 12 zeigt, werden mit der Methode der ökologischen Knappheit in der Fassung von 1997 die Schwermetalle halb so stark gewichtet, wie mit der Methode von 2006. Vor allem Blei hat hier einen deutlich kleineren Einfluss auf das Gesamtergebnis. Dies führt dazu, dass bei einer Bewertung mit dieser Methode die energetische Verwertung in einer KVA

im Gegensatz zur Bewertung mit der Methode UBP 06 nicht mehr besser abschneidet als die biologischen Verfahren.

Diese unterschiedlichen Beurteilungen ergeben sich nicht aus einer Verschärfung der Gesetzgebung, sondern durch andere Annahmen bei der Bewertung.

Eco-Indicator 99

Sehr ähnliche Ergebnisse resultieren, wenn die untersuchten Verfahren mit der Methode Eco-Indicator 99 bewertet werden, wie aus Abbildung 13 ersichtlich wird. Da die Summe der Umweltbelastungen um den Wert 0 schwanken, erscheinen die Resultate sehr unterschiedlich zu sein. Zu beachten ist jedoch, dass die Unterschiede sich im Bereich der Unsicherheiten bewegen und damit nicht signifikant sind.

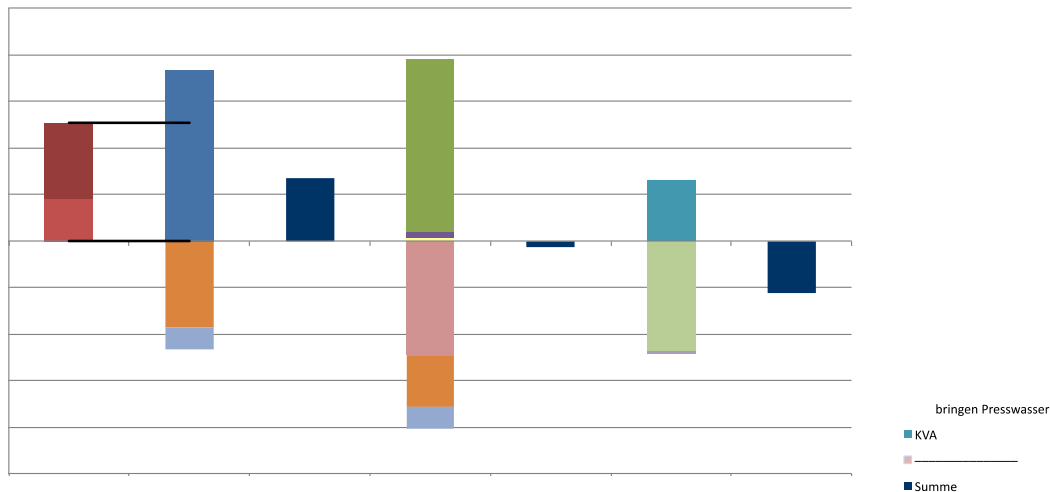


Abbildung 13: Verwertung Grüngut, Bewertung mit der Methode Eco-Indicator 99

ReCiPe

ReCiPe (ReCiPe 2008) stellt die Nachfolgemethode von Eco-Indicator 99 dar und sollte diese Bewertungsmethode ersetzen. Schwermetallemissionen in den Boden werden berücksichtigt, allerdings ist die Gewichtung so schwach, dass deren Einfluss auf die Ergebnisse sehr gering ist. Abbildung 14 zeigt die Resultate der verschiedenen Verwertungen mit und ohne Schwermetalle. In dieser Abbildung sind keine Unterschiede erkennbar.

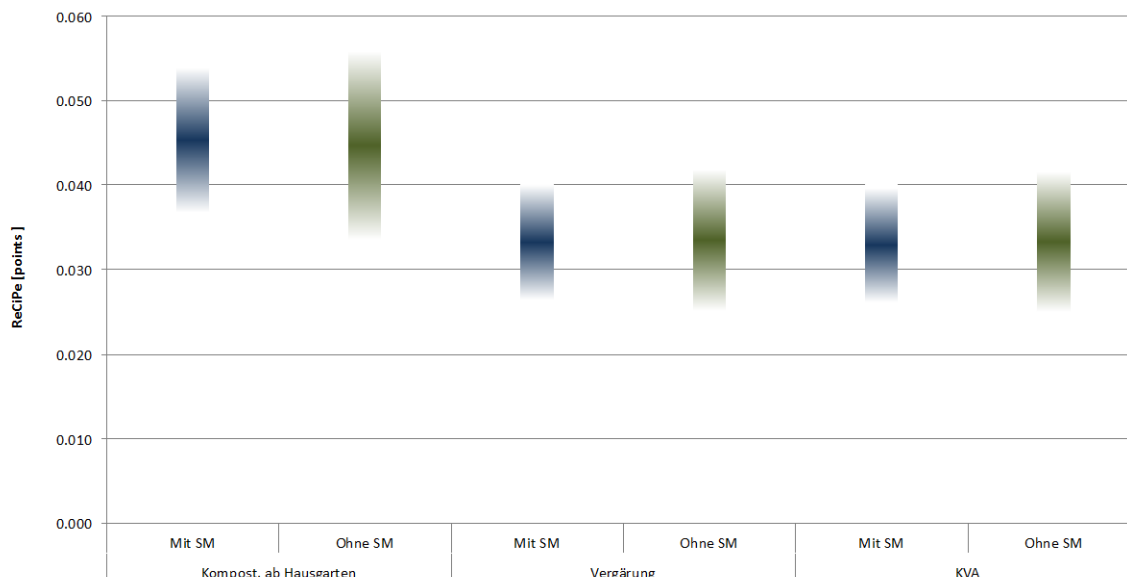


Abbildung 14: Grüngutverwertung, bewertet mit der Methode ReCiPe; die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Diskussion

Wie aus Abbildung 11 (UBP 06), Abbildung 12 (UBP 97) und Abbildung 13 (Eco Indicator 99) ersichtlich ist, haben die Schwermetalle einen wesentlichen Einfluss auf die Bewertung der drei untersuchten Verwertungsverfahren. Je nach Bewertungsmethode sind andere Schwermetalle von Bedeutung, z. B. Chrom, Cadmium und Arsen beim Eco-Indicator 99; bei den Umweltbelastungspunkten Kupfer und Blei, wobei der Einfluss der Schwermetalle bei der Methode UBP 06 am stärksten ist. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass als Zielwert keine weitere Akkumulation von Schwermetallen im Boden definiert wurde. Somit wird jede noch so geringe Schwermetallemission in den Boden als sehr hohe Belastung bewertet. In der Methode von 1997 wurden die Ökofaktoren für die Emissionen von Pb, Zn, Cd und Hg in die Luft auf der Basis der maximal zulässigen Eintragsfrachten (aus der Luft) in den Boden festgelegt. Ein direkter Eintrag dieser Stoffe in den Boden wird demjenigen in die Luft gleichgesetzt. Die Ökofaktoren der übrigen Stoffe werden durch einen einfachen "Classification"-Ansatz ermittelt. Als Basis wird Cadmium verwendet; als Klassifikationsparameter diente der Richtwert in der schweizerischen VSBö.

Die beiden älteren Methoden (UBP 97 und Eco Indicator 99) beurteilen die Umweltauswirkungen der drei untersuchten Verwertungen im Rahmen der Unsicherheit als vergleichbar. Wobei die Methode Eco Indicator 99 die Kompostierung tendenziell am schlechtesten und die KVA tendenziell am besten bewertet. Bei der Überarbeitung der Methode gingen die Veränderungen bei der Bewertung der Schwermetalle in die entgegengesetzte Richtung. Während bei der Methode UBP eine wesentliche Verschärfung der Schwermetallbewertung erfolgte, werden bei der Nachfolgemethode des Eco Indikators 99 (ReCiPe) die Schwermetalle wesentlich schwächer bewertet.

Diese Erkenntnisse zeigen, dass es notwendig ist, die Bewertung der Schwermetalle bei den verschiedenen Methoden zu diskutieren und ggf. anzupassen. Falls die Bewertung, wie diese heute in der Methode UBP 2006 vorliegt, als korrekt für die Schweiz angesehen wird, so wäre die logische Konsequenz, dass auf die Ausbringung von Kompost und Gärgut verzichtet werden sollte. Es wäre in dem Falle sinnvoller Grüngut in einer KVA zu entsorgen, als diese stofflich zu nutzen.

4.3.2. Sachbilanz (Inventar)

Im vorigen Kapitel wurde die Bewertung der Schwermetalle diskutiert und deren entscheidender Einfluss auf die Resultate festgestellt. Auf Grund der gefundenen Relevanz wird in

diesem Kapitel geprüft, ob die angegebenen Schwermetallemissionen (Inventar) korrekt und kompatibel mit den Bewertungsmethoden sind. Um eine korrekte Anrechnung der jeweiligen Umweltbelastungen innerhalb einer Ökobilanz sicherzustellen, ist es notwendig diese den entsprechenden Ursachen zuzuordnen. Für die Schwermetalle im Boden ist diese Umsetzung relativ komplex und aufwändig. Prinzipiell sind die Anteile der Eintragswege und Quellen für die verschiedenen Schwermetalle jeweils unterschiedlich gross, im Sinne einer ersten Näherung wird diese Unterscheidung vorerst nicht für alle Schwermetalle getroffen.

Folgende Schwierigkeiten bei der Allokation der Belastungen ergeben sich bei der Berechnung einer Ökobilanz:

Geogene Grundbelastung

Wie unter Abschnitt 4.1.1 dargelegt, weist jeder Boden eine natürliche Grundbelastung an Schwermetallen auf, welcher bei der Berechnung einer Ökobilanz für biologische Verwertungsverfahren nicht berücksichtigt werden darf. Gemäss (Herter und Külling 2001) übersteigen die anthropogenen Einträge die geogenen deutlich. Aus diesem Grund und bedingt durch die hohe Variabilität der lokalen Bodenverhältnisse wird in erster Näherung dieser Anteil bei der Sachbilanzierung vernachlässigt. Der Anteil, welcher aufgrund der Verfrachtung der obersten Bodenschichten anfällt (Wurzelballen), wird berücksichtigt.

Hofdünger und Kompost

Der Eintrag von Schwermetallen über Hofdünger oder Kompost kann aufgrund der Definition der Systemgrenzen für diese zwei Anwendungen nur zu einem Teil den landwirtschaftlichen Tätigkeiten angelastet werden. Prinzipiell kann nur derjenige Anteil als Neueintrag gewertet werden, welcher tatsächlich aufgrund von Importen in das System zustande kommt.

Schwermetalle, welche durch den biologischen Abbau von im System gewachsenen Pflanzen in den Boden gelangen, stellen somit keine Neueinträge dar, sondern bewegen sich in einem geschlossenen Kreislauf. Das Hauptgewicht dürfte hier auf den Futterzusätzen Zink und Kupfer liegen.

Mineraldünger

Einträge bedingt durch die Anwendung von Mineraldüngern beim Anbau der zu kompostierenden Pflanzen müssen direkt dem Kompost oder der Vergärung angelastet werden.

Diese Anteile aus den Vorketten sind meist bekannt, da die Menge an Mineraldüngern beim Anbau erfasst wird.

Laubfall

Schwermetallbelastetes Laub kann auf zwei Eintragswegen Schwermetalle in das System bringen: auf direktem Weg via Laubfall und indirekt via Kompostierung bei der Laubsammlung. Für die Einträge von Schwermetallen über Laub ergibt sich bei der Bilanzierung eine Schwierigkeit bei der Festlegung der Systemgrenze: beide Eintragsrouten führen nicht zwingend zu einem Mehreintrag an Schwermetallen in das betrachtete System.

Beide Routen können daher allfälligen Landwirtschaftsprozessen nicht angerechnet werden, da sie keine Neueinträge in das System darstellen. Allenfalls kann die Laubsammlung zur einer punktuellen Aufkonzentrierung im Kompost gegenüber der gleichmässigeren Verteilung beim Laubfall führen. Diesen Effekt zu quantifizieren ist aufgrund der allgemeinen räumlichen Variabilität der Schwermetallkonzentrationen sehr schwierig und wird daher gegenwärtig nicht vorgenommen.

Vorbelastung des Bodens

Neben der natürlichen, geogenen Grundbelastung des Bodens weist insbesondere der Oberboden eine zusätzliche Vorbelastung auf, welche aufgrund diverser, meist diffuser Quellen zustande kommt (siehe Kapitel 4.1.2). Dieser Anteil an Schwermetallen wird durch die

Kompostierung oder Vergärung somit lediglich verfrachtet, jedoch nicht neu in das System eingebracht.

Im Einzelfall sind unter Umständen die lokalen Verhältnisse zu berücksichtigen, da bei größeren Transportdistanzen mit dem Kompost auf diese Weise durchaus Schwermetalle verfrachtet werden können und in diesem Fall als Neueinträge gewertet werden müssten.

4.3.3. Anpassung Sachbilanz

Die in diesem Projekt erarbeiteten Ökoinventare beinhalten alle Schwermetalle ohne Abzug der "Kreislaufschwermetalle". Damit werden die Schwermetallbelastungen durch Kompost und Gärgut überschätzt. Eine Anpassung dieser Inventare wäre auf Grund der hohen Relevanz der Schwermetalle durchaus wünschbar, konnte jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht erarbeitet werden. Zu diesem Zweck müssten u.a. diffuse Quellen noch quantifiziert und der Anteil des importierten Grüngutes und dessen Schwermetallgehalt bestimmt werden. Erste Abschätzungen lassen vermuten, dass dies je nach Schwermetall zu Reduktionen von 50% bis 80% führen könnte.

4.3.4. Schlussbemerkungen

In Schweizer Böden findet ein Eintrag an Schwermetallen aus diversen Quellen statt, welche zu einer langsamen aber stetigen Anreicherung im Boden führen.

Aufgrund der hohen Unsicherheiten bei den Toxizitätsbetrachtungen und grossen lokalen Variationen lässt sich die tatsächliche Gefährlichkeit dieser Schwermetalleinträge nur schwer abschätzen. Es treten dabei Fragen wie z. B. die Folgenden auf:

Stellt die Anreicherung von Schwermetallen im Boden aktuell ein Problem bezüglich der Gesundheit von Pflanzen, Tieren oder Menschen dar?

Wird diese Akkumulation erst in einigen hundert Jahren ein Problem darstellen? (Amlinger, Peyer 2006 sowie Herter und Külling 2001).

Diese grundsätzliche Fragen sind nicht mit der Methodik der Ökobilanzierung zu beantworten, jedoch ist die Antwort auf diese Frage entscheidend für die Bewertung von Schwermetallen in Ökobilanzen.

Neben den Schwierigkeiten bei den Toxizitätsbetrachtungen wirft die Bewertung von Schwermetallen bei biologischen Verwertungsverfahren zusätzliche Fragen in Bezug auf die Sachbilanz auf: Bezüglich der Anreicherung an Schwermetallen auf Schweizer Böden, muss geklärt werden, welcher Anteil durch die Bewirtschaftung bzw. biologische Verwertung bedingt ist. Eine Bestimmung entsprechender Allokationsfaktoren für die Verwertungsverfahren ist daher empfehlenswert. Auf diese Weise soll zusätzlich die Ermittlung der sogenannten "Kreislaufschwermetalle" ermöglicht und damit eine Mehrfachzählung innerhalb der Bilanzierung vermieden werden.

4.4. Literatur Modul Schwermetalle

- (Amlinger, Peyer 2006) Amlinger F, Peyr S, Geszti J, P. D, K. W, S. N, 2006, Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden - Literaturstudie. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Österreich.
- (AUE 2009) *Fredy Dinkel, Konrad Schleiss, Mischa Zschokke*: Ökobilanz zur Grüngutverwertung in Basel, im Auftrag des Amtes für Umwelt und Energie, Basel-Stadt, Februar 2009, nicht veröffentlicht
- (BAFU 2007) Bodenschutz Schweiz – Ein Leitbild, Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Stoffe, Boden, Biotechnologie, 2007
- (Besnard et al. 2001) *Besnard E., Chenu C. und Robert M.*, 2001. Influence of organic amendments on copper distribution among particle-size and density fractions in Champagne vineyard soils. *Environmental Pollution*. 112(3): 329-337.
- (Brand et al. 1998) *Brand G., Scheidegger A., Schwank O. and Braunschweig A.* (1998) Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit - Ökofaktoren 1997. Schriftenreihe Umwelt 297. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- (BUWAL 1995) BUWAL, 1995. Vom Mensch verursachte Luftschadstoffe in der Schweiz von 1900-2010. Schriftenreihe Umwelt; Nr. 256; Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL.
- (Cercl' Air 2004) Cercl' Air, 2004. Glossar. Verfügbar auf dem Internet: <http://www.cerclair.ch/TOOLBOX/de/Glossar.pdf> (Zugriff: April 2006)
- (Desaules und Studer 1993) *Desaules A. und Studer C.*, 1993. NABO - Nationales Beobachtungsnetz, Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL.
- (Eco-Indicator 99, 2001) The Eco-Indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report, Third edition, 22 June 2001, PRé Consultants B.V., Amersfoort.
- (ecoinvent, 2000) *ecoinvent 2000: Ökoinventare von Energiesystemen, Transporten und Grundmaterialien, Version 1.3*. November 2006.
- (ecoinvent, 2008) *ecoinvent 2008:Version 2.01*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. November 2007.
- (ecoinvent, 2010) *ecoinvent 2010:Version 2.2*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. May 2010.
- (ERZ, 2006) Entsorgung und Recycling Zürich, 2006; Verwertung der biogenen Abfälle in der Stadt Zürich, Bericht mit besonderer Berücksichtigung der biogenen Abfälle aus Haushalten, ERZ Entsorgung + Recycling Zürich, Hagenholzstrasse 110, Postfach, 8050 Zürich
- (Freiermuth 2006) *Freiermuth R.*, April 2006, Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz: SALCA-Schwermetall, Agroscope FAL Zürich-Reckenholz.
- (Frischknecht, 2006) *Frischknecht, R., R. Steiner, und N. Jungbluth*, *Ökobilanzen: Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006*. Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen, 2008, Öbu SR 28/2008.
- (Fuchs 2008) *Fuchs Jacques G., und Schleiss Konrad*, (2008): Zusatzmodul: Ökologische Bewertung der organischen Substanz (noch unveröffentlicht), im Auftrag des BAFU, Bern.
- (Goedkoop, 2000) *Goedkoop, M.*, *The Eco-Indicator 1999*. 2000: Amersfoort.
- (Guinée, 2001) *Guinée, J.B.*, *Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Characterisation and Normalisation Factors*. 2001, CML.
- (Györi et al. 1996) *Györi Z., Goulding K., Blake L. und Prokisch J.*, 1996. Changes in the heavy metal contents of soil from the Park Grass Experiment at Rothamsted Experiment Station. *Frederici's Journal of Analytical Chemistry*. 354:699-702.

- (Hauschild, 1998) *Hauschild, M. und H. Wenzel, Environmental Assessment of Products: Scientific background. 1998: London. p. 565*
- (Heijungs, 1992) *Heijungs, "Environmental Live Cycle Analysis of Products". 1992, Centrum voor Milieukunde: Leiden.*
- (Kratz 2005) *Kratz Silvia und Ewald Schnug „Schwermetalle in P Düngern“ 2005, Landbauforschung Völktenrode, Special Issue 286, 2005*
- (Herter und Külling 2001) *Herter und Külling, Juli 2001, Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft, Teil 1: Grobbeurteilung Bericht, im Auftrag des Bundesamtes für Landwirtschaft und unterstützt durch das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Herausgeber: Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Reckenholz, Zürich*
- (IPCC, 2007) *IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Scientific Basis. In: Solomon, S. et al. (eds.), Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh, Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK.*
- (Joliet, 2003) *Joliet Olivier, et al., Impact 2002+ : A new life cycle impact assessment methodology, J. of LCA 8 (6) 324 – 330 (2003)*
- (Köniz 2009) *Carbotech AG, infraconsult: Verwertung von Grüngut in Köniz, Gemeinde Köniz, September 2009, nicht veröffentlicht*
- (Keller 2005) *Armin Keller, Nicolas Rossier und André Desaulles, Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der Nationalen Bodenbeobachtung; NABO – Nationales Bodenbeobachtungsnetz der Schweiz; Schriftenreihe der FAL 54*
- (Moolenaar 1997) *Moolenaar S. W., Lexmond T. M. und van der Zee S. E. A. T. M., 1997. Calculating heavy metal accumulation in soil: a comparison of methods illustrated by a case-study on compost application. Agriculture, Ecosystems and Environment. 66: 71-82*
- (ReCiPe 2008) *ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, Goedkoop et al., January 2009, Netherlands*
- (Reinhold und Müller 2007) *Reinhold J, Müller G, 2007. Potenziale der Kreislaufwirtschaft (Aufkommen und Qualität) aus Anlagen, die Bioabfälle und nachwachsende Rohstoffe verarbeiten*
- (Scherr und Welp 2008) *Scherer HW, Welp G, Metker J, 2008. Kompost fördert die biologische Aktivität und das Stickstoffnachlieferungsvermögen des Bodens. Getreide Magazin 1/2008:1-4*
- (Tuchschild 1995) *Tuchschild M. P., 1995. Quantifizierung und Regionalisierung von Schwermetall- und Fluorgehalten bodenbildender Gesteine in der Schweiz. Umwelt-Materialien Nr. 32. Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL.*
- (Schleiss 2005) *Schleiss K. und Jungbluth N. (2005): Ökobilanz zu Varianten der Grüngutentsorgung in der Stadt Zürich, nicht veröffentlicht; im Auftrag von Entsorgung und Recycling, Zürich.*
- (Schultheiss 2004) *Schultheiss U., Roth U., Döhler H. und Eckel H., 2004. Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrarökosysteme. Umweltbundesamt: Berlin. 130 S.*
- (VBBo, 1998) *Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo), vom 1. Juli 1998 (Stand am 1. Juli 1988), SR 814.12*
- (VBBo, 2008) *Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo), vom 1. Juli 1998 (Stand am 1. Juli 2008), SR 814.12*
- (Blume 1990) *Blume H.-P. (1990); Handbuch des Bodenschutzes, Bodenökologie und –belastung, vorbeugende und abwehrende Schutzmassnahmen, ecomed-Verlag Landsberg*

Modul 1: Ökoinventare zur Verwertung von Grüngut

5. Zusammenstellung und Erarbeitung der ecoinvent-Prozesse

5.1. Einführung

2010 wurde, basierend auf der Auswahl aus dem Jahre 2009, die Liste der zu erarbeitenden Ökoinventare weiter überarbeitet und ergänzt. Die bereits existierenden Anforderungen blieben weiterhin bestehen:

→ Die Prozesse sollen so definiert werden, dass sie in ecoinvent verwendet werden können:
Bestehende Prozesse wurden analysiert, ob auf Grund von neueren Daten eine Überarbeitung notwendig ist und entsprechende Grundlagen vorliegen. Zudem wurde berücksichtigt in wie fern Datenlücken bestehen, welche durch neue Prozesse gefüllt werden können.

→ Die Prozesse sollen möglichst modular sein:

Damit soll erreicht werden, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Rahmenbedingungen abgedeckt werden können.

→ Die Prozesse dienen als Basis für die Systemmodellierung im Modul 4

Zusätzlich wurde am 26. Mai 2011 ein Workshop mit unterschiedliche Exponenten aus dem Bereich der Biomasse-Verwertung abgehalten um die neuesten Erkenntnisse bezüglich der Treibhausgasemissionen in den neuen Prozessen zu berücksichtigen (siehe Kapitel 2: Emissionsworkshop).

Mit Hilfe dieser Grundlagen wurden schliesslich 2010 und 2011 die entsprechenden Ökoinventare in ecoinvent-Qualität erstellt. Als Datenformat wurde die ecospold Version 1 (ecoinvent, 2000) und (ecoinvent, 2008) gewählt, da die neue Version 2 (mit ecoinvent 3.0) voraussichtlich erst Mitte 2012 erscheinen wird. Sämtliche Prozesse wurden als SimaPro-CSV Exporte bereitgestellt. Aufbauend auf dem aktuellen Wissenstand, sollte eine Konvertierung in das neue Format ecospold Version 2 für ecoinvent 3.0 durchführbar sein, der genaue Aufwand muss aber noch quantifiziert werden (ecoinvent 3.0).

Die neu erarbeiteten Prozesse dienen als Grundbaustein um die Modellierung der verschiedenen Verwertungswege in Module 4 (Kapitel Modellierung) zu realisieren.

Die aktuelle Zusammenstellung an ecoinvent-Prozessen basiert auf der folgenden vereinfachten Systemdarstellung zur Grüngut-Verwertung:

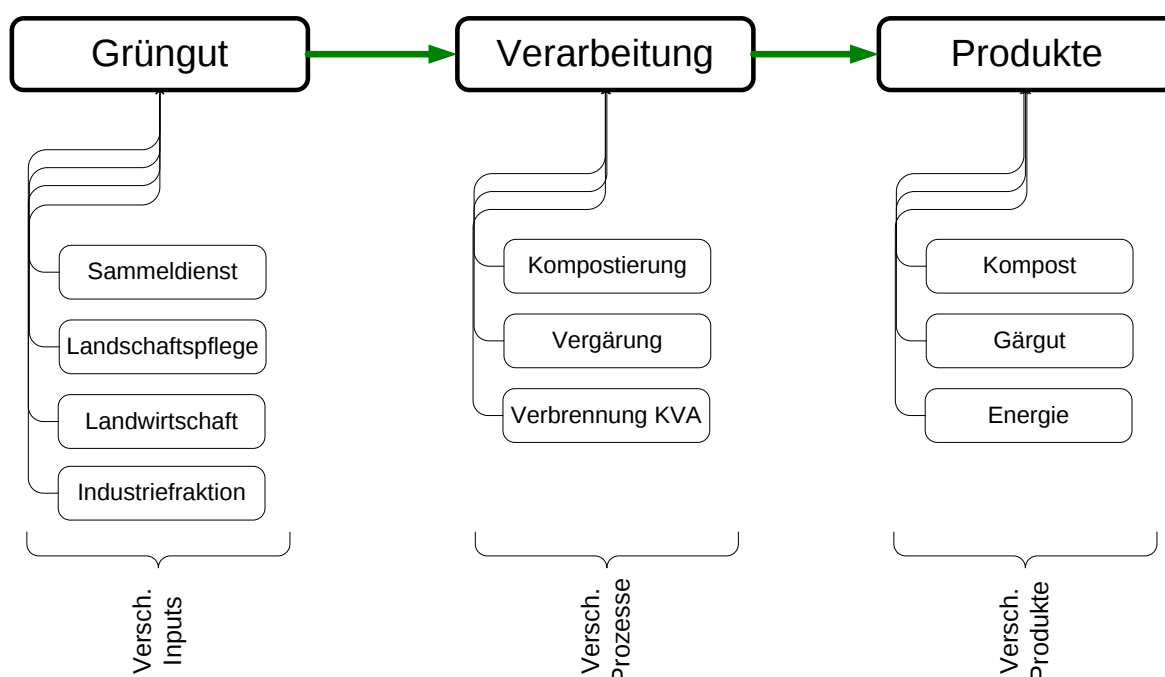


Abbildung 1 Vereinfachte Systemdarstellung der Grüngutverwertung

Basierend auf den unterschiedlichen Input-Größen und den verschiedenen Verarbeitungswegen resultieren aus dieser Darstellung die folgenden (ecoinvent)-Prozesse, welche in Tabelle 13 dargestellt sind.

Activity		Product
Name	Old Name	Name
difference to crop production caused by treatment of biowaste, compost, per kg of compost		improved soil, use of compost
difference to crop production caused by treatment of biowaste, compost, per kg of compost		spare, benefit of nitrogen fertiliser
difference to crop production caused by treatment of biowaste, compost, per kg of compost		fertiliser spare, benefit of compost, without nitrogen fertiliser
difference to crop production caused by biogas production, per kg dry matter of digestate		improved soil, use of digestate, solid
difference to crop production caused by biogas production, per kg dry matter of digestate		improved soil, use of digestate, liquid
difference to crop production caused by biogas production, per kg dry matter of digestate		spare, benefit of nitrogen fertiliser
difference to crop production caused by biogas production, per kg dry matter of digestate		fertiliser spare, benefit of digestate, solid, without nitrogen fertiliser
difference to crop production caused by biogas production, per kg dry matter of digestate		fertiliser spare, benefit of digestate, liquid without nitrogen fertiliser
difference to crop production caused by straw into soil, per kg of straw	compost, at plant	improved soil, use of straw
treatment of biowaste, composting, from biowaste		compost
treatment of biowaste, composting, from gardening		compost
treatment of biowaste, composting, from agriculture		compost
treatment of biowaste, composting, from vegetable waste		compost
treatment of biowaste by anaerobic digestion	biogas, from biowaste, at storage	biogas from biowaste
treatment of biowaste by anaerobic digestion		fertiliser value of sludge from anaerobic digestion of biowaste
treatment of biowaste by anaerobic digestion		(treatment of) biowaste
treatment of biowaste by anaerobic digestion		digestate, solid, from anaerobic digestion
treatment of biowaste by anaerobic digestion		digestate, liquid, from anaerobic digestion
treatment of biowaste by anaerobic co-digestion	biowaste, to agricultural co-fermentation, covered	biogas from biowaste
treatment of biowaste by anaerobic co-digestion		(treatment of) biowaste
treatment of biowaste by anaerobic co-digestion		digestate, solid, from anaerobic co-digestion
treatment of biowaste by anaerobic co-digestion		digestate, liquid, from anaerobic co-digestion
biogas, agricultural co-digestion, covered, production mix	biogas, mix, at agricultural co-fermentation, covered	biogas, agricultural co-digestion, with methane recovery, production mix
treatment of liquid manure by anaerobic digestion	biogas, from agricultural digestion, not covered, at storage	biogas, from liquid manure

Tabelle 13: Übersicht der ecoinvent-Prozesse

5.2. Ecoinvent-Prozesse

Die in Tabelle 13 aufgeführten Prozesse und das vollständige Inventar werden in elektronischer Form bereitgestellt, da eine Papierversion zu unübersichtlich und daher wenig hilfreich

ist. Alle in den Modulen 1, 2 und 3 gewonnenen Erkenntnisse und Zusatzinformationen sind bei der Erstellung der ecoinvent-Prozesse berücksichtigt worden.

Es handeln sich insbesondere um die folgenden zentralen Punkte:

- Aktuelle Emissionswerte für Kompostierungs- und Vergärungsprozesse (Modul 1: Teil Kapitel 2: Emissionsworkshop)
- Berücksichtigung des Wertes der organischen Substanz bei biologischen Verwertungsverfahren (Modul 2: Beurteilung der stofflichen Nutzung von Grüngut)
- Berücksichtigung der "Kreislaufschwermetalle" bei der Erarbeitung der Sachinventare für die Prozesse (Modul 3: Schwermetalle im Boden)
- Anpassung der ökonomischen Allokation bei Multioutput-Prozessen anhand aktueller Preise (betrifft in erster Linie die Vergärungsprozesse)

Im Folgenden werden die wichtigsten Prozesse anhand von Flussdiagrammen schematisch dargestellt.

Zu beachten ist, dass aus Gründen der Übersichtlichkeit nur die relevanten Prozesse über zwei vorgelagerte Stufen dargestellt sind. In die Berechnungen flossen natürlich alle vorgelagerten Prozesse über den gesamten Lebensweg ein. Da die Nomenklatur der Prozesse aus ecoinvent übernommen wurden, können aus diesen Graphiken bei Bedarf alle vorgelagerten Stufen der entsprechenden Prozesse aus den ecoinvent Daten ermittelt werden.

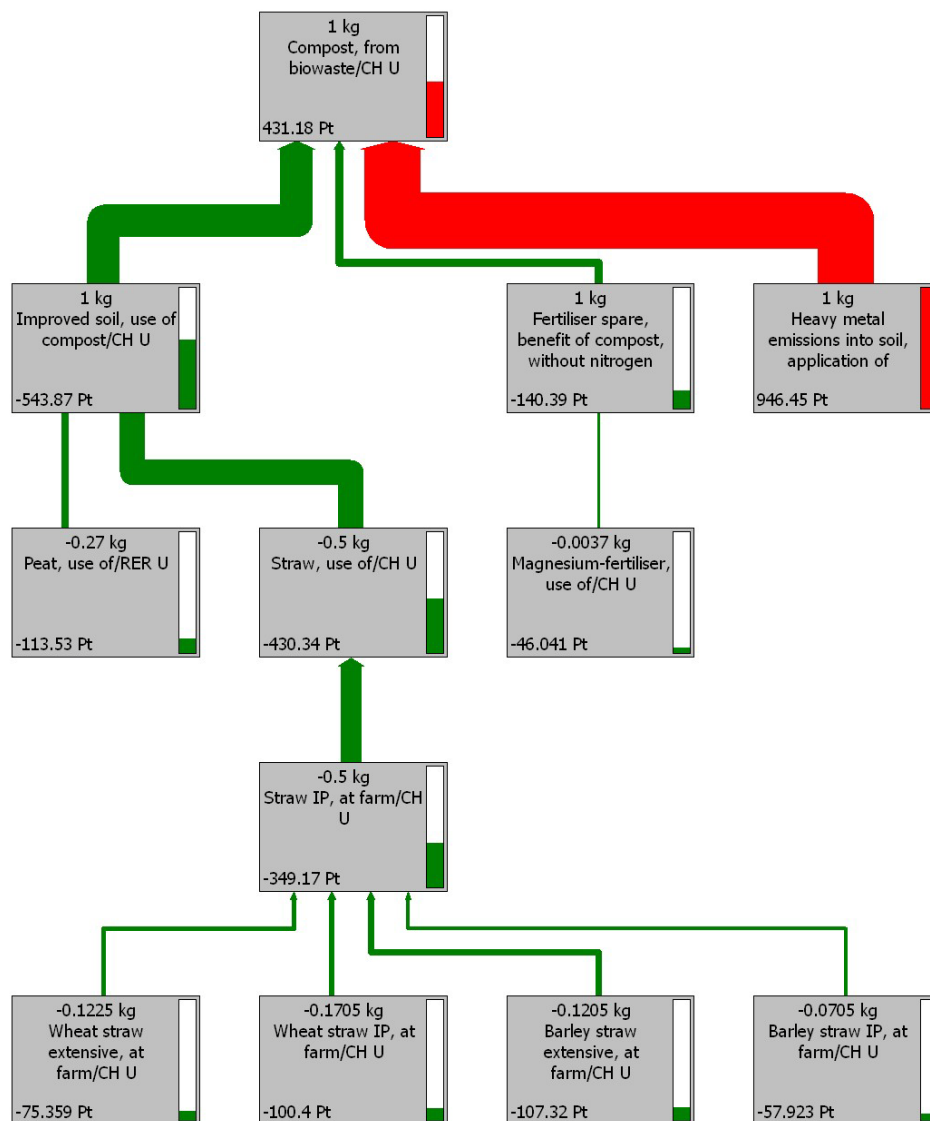


Abbildung 15: Compost, from biowaste: Relevante Prozesse bei der Modellierung der Kompostierung

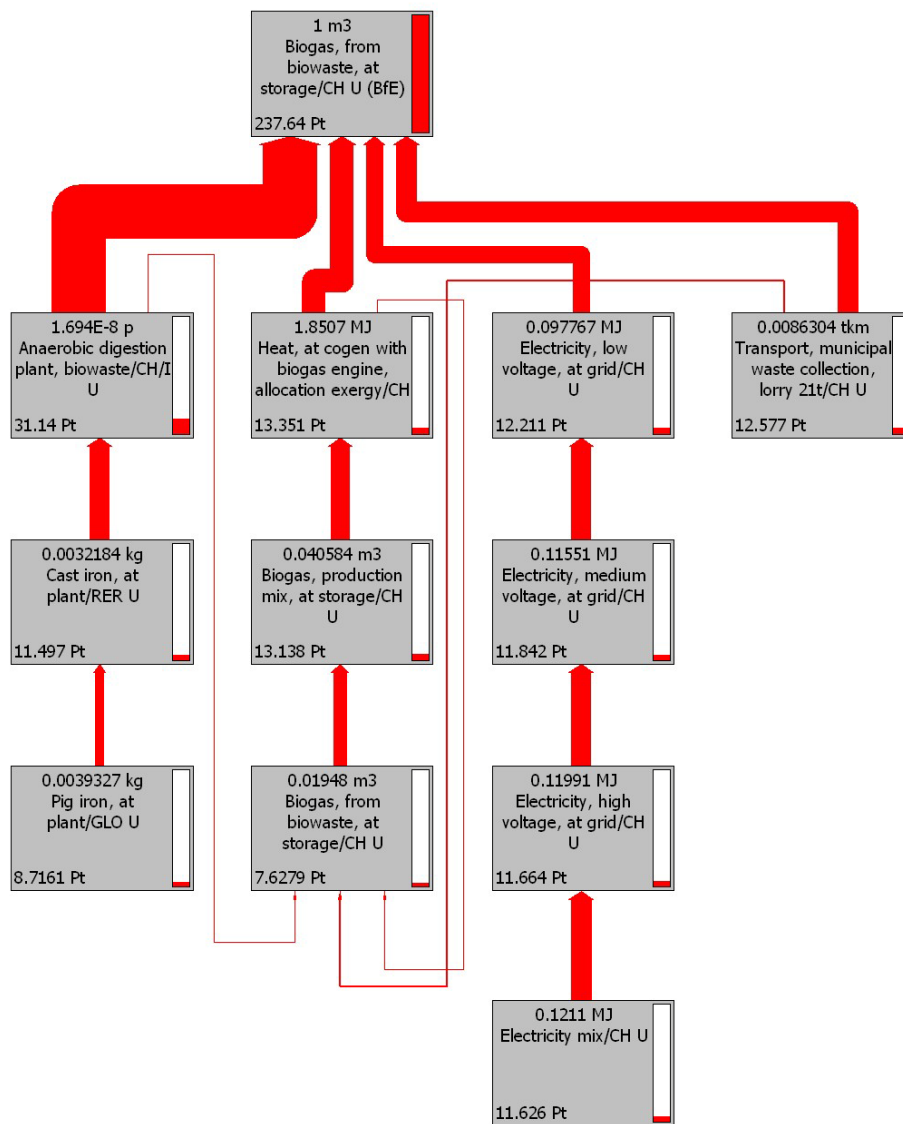


Abbildung 16: biogas, from biowaste: Relevante Prozesse bei der Modellierung der Vergärung

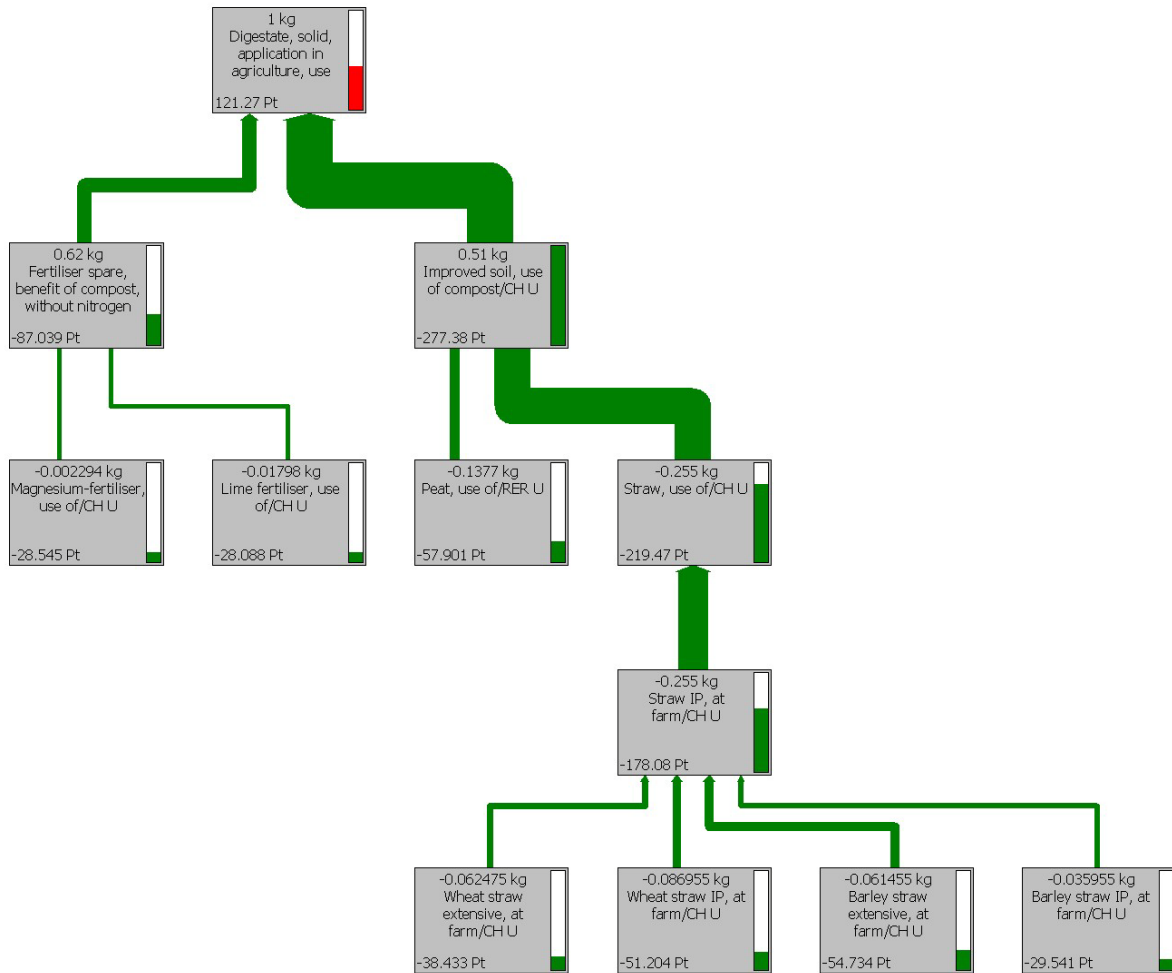


Abbildung 17: digestate, solid: Relevante Prozesse bei der Modellierung des festen Gärguts

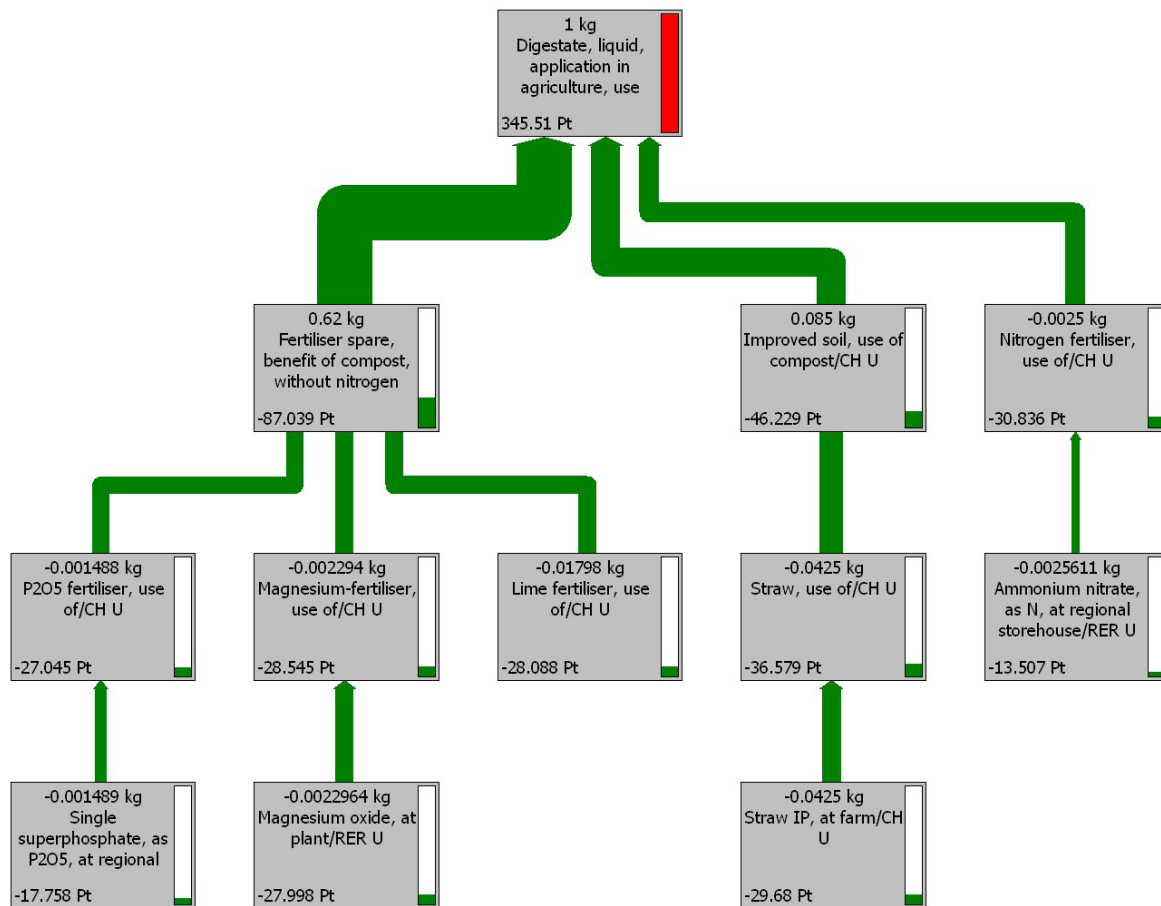


Abbildung 18: digestate, liquid: Relevante Prozesse bei der Modellierung des flüssigen Gär-
guts

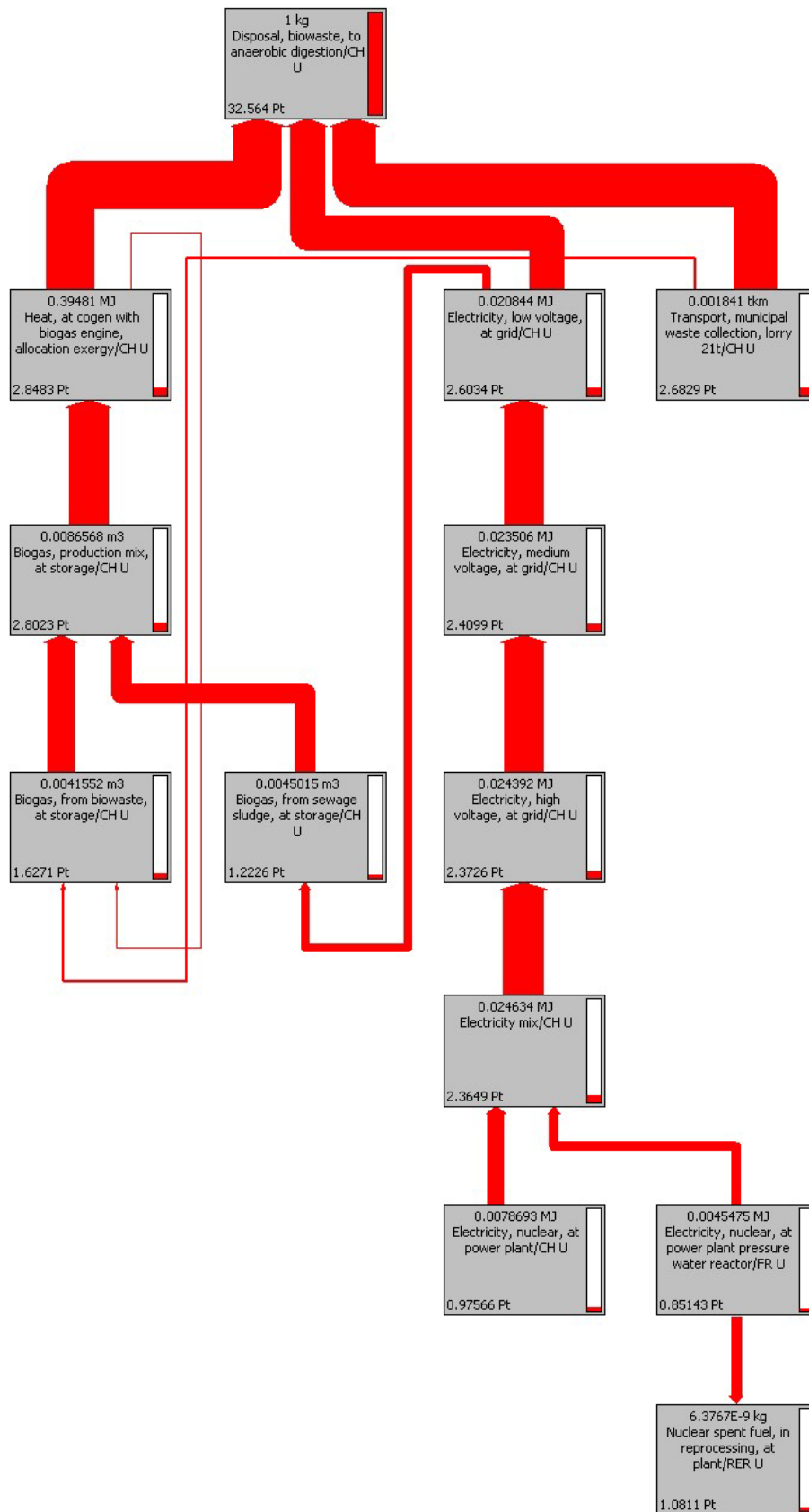


Abbildung 19: Relevante Prozesse bei der Modellierung der Entsorgung in der Vergärungsanlage

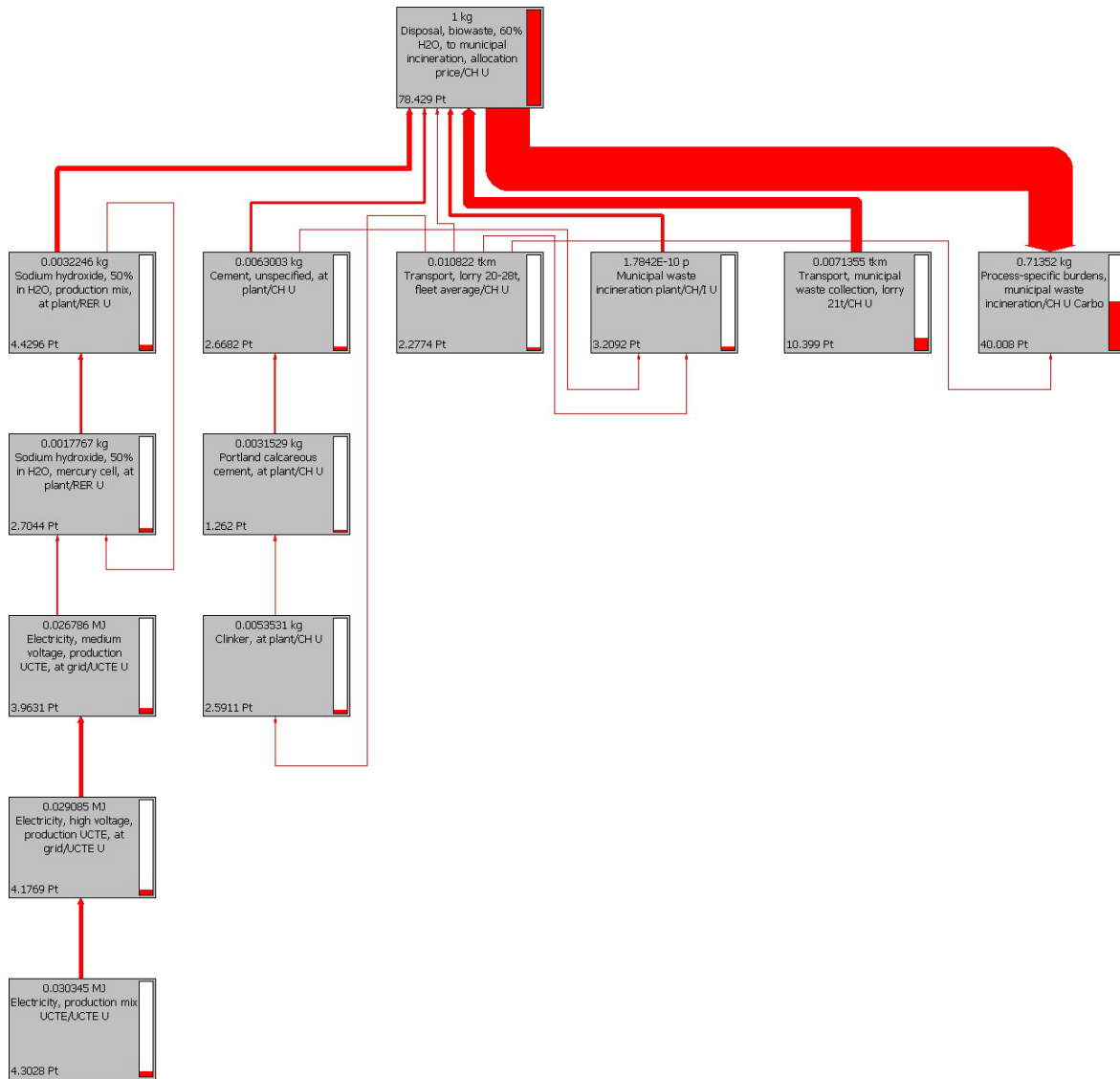


Abbildung 20: Relevante Prozesse bei der Modellierung der Entsorgung in der KVA

5.3. Literatur Modul ecoinvent-Prozesse

- (ecoinvent 3.0) Weidema B P, Bauer C, Hirsch R, Nemecek T, Vadenbo C O, Wernet G. (2011).
Over-view and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1. St. Gallen: The ecoinvent Centre
- (ecoinvent, 2008) *ecoinvent 2008:Version 2.01*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. November 2007.
- (ecoinvent, 2010) *ecoinvent 2010:Version 2.2*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. May 2010.

Modul 4: Systemmodellierung

6. Modellierung

6.1. Einführung

Aufbauend auf den bestehenden Arbeiten aus den Modulen 1, 2, und 3 wurden 2011 die Berechnungen zur Systemmodellierung für das Modul 4 vorgenommen. Die aktualisierten Daten der Emissionsfaktoren, die Anpassungen bezüglich der Schwermetallinventare sowie die Einführung der Gutschrift für organische Substanz dienten folglich als Grundlage zur Erarbeitung der ecoinvent-Prozesse. Diese dienten dann wiederum als Bausteine, um das Modell zu konstruieren. Das System zur Berechnung der Umweltauswirkungen basiert auf der Methode der Ökobilanzierung (Life Cycle Assessment, LCA) und wird in Abschnitt 6.3.1 näher beschrieben.

Mit Hilfe der hier erarbeiteten Modellierung soll unter anderem die optimale regionale Verwertung von Biomasse unterstützt werden.

Innerhalb des betrachteten Gesamtsystems werden, jeweils je nach Ausgangsmaterial, die Produktmengen zu Gärgut flüssig, fest, Kompost sowie zu Energie berechnet. Je nach Input-Material ergeben sich daraus unterschiedliche Möglichkeiten zur Verwertung und damit auch verschiedene Umweltbelastungen.

Wie erste Berechnungen gezeigt haben, hat bereits die unterschiedliche Zusammensetzung des Ausgangsmaterials einen signifikanten Einfluss auf das Ergebnis. Um den Einfluss der unterschiedlichen Grüngut-Fractionen besser beurteilen zu können, wurden diverse Variationen der Zusammensetzung modelliert und berechnet. Es handelte sich dabei um die folgenden Grüngut-Typen:

- Grüngut ländlich
- Grüngut städtisch
- Grüngut holzig
- Küchenabfälle

Die Resultate dieser Variationen sind exemplarisch auf den folgenden zwei Abbildungen dargestellt.

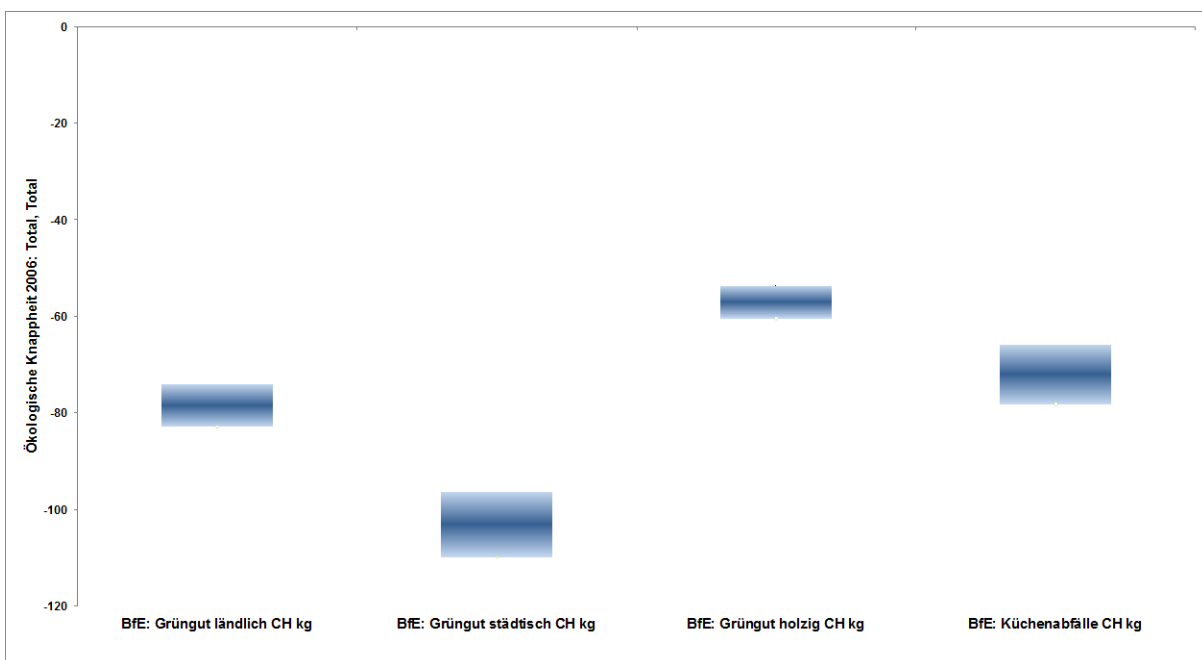


Abbildung 21: Variationen Grüngutzusammensetzung, bewertet mit der Methode der ökologischen Knappheit; die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an.

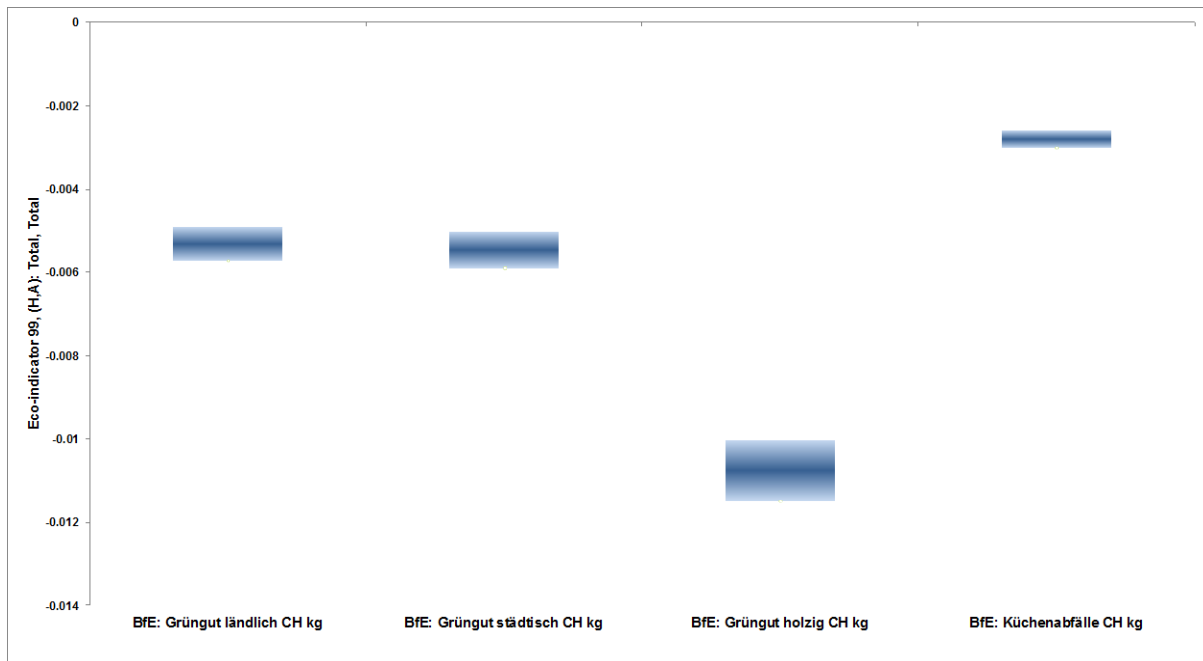


Abbildung 22 Variationen Grüngutzusammensetzung, bewertet mit der Eco-Indicator 99; die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an.

Abbildung 23 zeigt den schematischen Aufbau des hier vorgestellten Modells. Es werden vier unterschiedliche Fraktionen an "Bioabfall" betrachtet sowie deren entsprechende Verwertung. Die einzelnen Masseflüsse können im Modell je nach zu untersuchender Situation in die jeweiligen Verwertungssysteme geleitet werden.

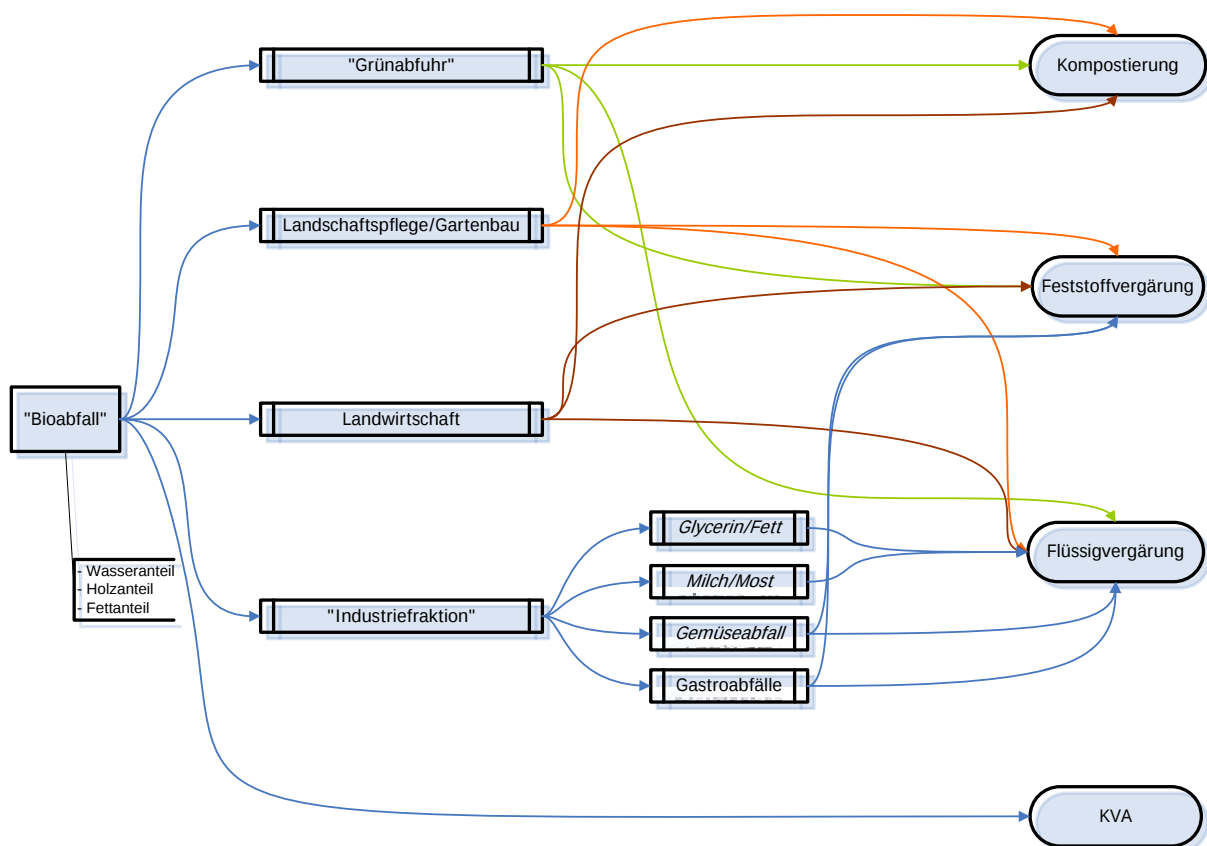


Abbildung 23: Systembild des Modells

Anschliessend werden durch das Modell die zu erwartenden Umweltauswirkungen berechnet und ausgewiesen.

6.2. Grundlagen der Modellierung

6.2.1. Datengrundlagen

Ecoinvent-Prozesse

Als Basis der Prozesse für die Modellierung wurden, wie bereits erwähnt, diejenigen Prozesse verwendet, welche für ecoinvent erstellt worden sind. Die wichtigsten dieser Prozesse sind in Abschnitt 5.2 (ecoinvent-Prozesse) zusammen gestellt, die vollständige Liste wurde in elektronischer Form bereit gestellt.

Rohdaten Grüngut

Zur Modellierung der einzelnen Verwertungswege wurden unter Anderem spezifische Eigenschaften der verschiedenen Eingangsmaterialien benötigt. Zu den wichtigsten gehören:

- Anteil Trockensubstanz oder Wassergehalt im Ausgangsmaterial
- Anteil organische Substanz im Ausgangsmaterial
- Holzanteil im Ausgangsmaterial
- Biologische Abbaubarkeit des Materials
- Zu erwartender Ertrag an Biogas nach Vergärung
- Resultierende Menge Kompost nach Kompostierung
- Resultierende Menge Gärgut (fest und flüssig) nach Vergärung

Die spezifischen Parameter der unterschiedlichen Grüngut-Fraktionen sind in folgender Tabelle 14 zusammen gefasst. Diese Daten basieren auf Erhebungen und Literaturwerten aus (Grünabfälle 2007) und (Edelmann 2008).

Grüngut ländlich								Frischsubstanz in kg				
kg FS	% TS	kg TS	% OS	kg OS	kg Minera- lisch	Biogas m3	Total Pro- dukt TS	Gärgut flüssig 12%	Gärgut fest 50%	Kompost 50%	Holz 70%	total kg FS
1000.0	40.0	400.0	75.0%	300.0	100.0			330	330		110	770
kg Biogas = 0.3 m3 * 1,21 kg/m3/kg OS				108.9		90		300		250	110	660
Abbau %				36%				Trockensubstanz in kg				
Lagerabbau kg OS				2.0		1.8%	Kontrolle TS	39.6	165		77	281.6
Abbau tot.				110.9								
Rest		289.1	65%	189.1	100.0		289.1				Diffe- renz	7.5

Grüngut städtisch								Frischsubstanz in kg				
kg FS	% TS	kg TS	% OS	kg OS	kg Minera- lisch	Biogas	Total Pro- dukt TS	Gärgut flüssig 12%	Gärgut fest 50%	Kompost 50%	Holz 70%	total kg FS
1000.0	35.0	350.0	80.0%	280.0	70.0			300	250		70	620
kg Biogas = 0.4 m3 * 1,21 kg/m3/kg OS				135.5		112		300		200	70	570
Abbau %				48%				Trockensubstanz in kg				
Lagerabbau kg OS				2.0	Anteil am Biogas	1.5%	Kontrolle TS	36	125		49	210
Abbau tot.				137.5								
Rest		212.5	67%	142.5	70.0		212.5				Diffe- renz	2.5

Grüngut holzig								Frischsubstanz in kg				
kg FS	% TS	kg TS	% OS	kg OS	kg Minera- lisch	Biogas	Total Pro- dukt TS	Gärgut flüssig 12%	Gärgut fest 50%	Kompost 50%	Holz 70%	total kg FS

1000.0	50.0	500.0	90.0%	450.0	50.0			100	200		450	750
Biogas = 0.27 m3 * 1,21 kg/m3/kg OS				54.5		45		100		180	450	730
Abbau %				12%				Trockensubstanz in kg				
Lagerabbau kg OS				16.0	Anteil an OS	3.6%	Kontrolle TS	12	100		315	427
Abbau tot.				70.5								
Rest		429.6	88%	379.6	50.0		429.6				Differenz	2.6

Küchenabfälle								Frischsubstanz in kg				
kg FS	% TS	kg TS	% OS	kg OS	kg Mineralisch	Biogas	Total Produkt TS	Gärgut flüssig 12%	Gärgut fest 50%	Kompost 50%	Holz 70%	total kg FS
1000.0	30.0	300.0	80.0%	240.0	60.0			400	200		20	620
Biogas = 0.5 m3 * 1,21 kg/m3/kg OS				145.2		120		400		150	20	570
Abbau %				61%				Trockensubstanz in kg				
Lagerabbau kg OS				4.0		2.8%	Kontrolle TS	48	100		14	162
Abbau tot.				149.2								
Rest		150.8	60%	90.8	60.0		150.8				Differenz	-11.2

Tabelle 14: Zusammensetzung der unterschiedlichen Fraktionen Grüngut

6.3. Vorgehen und Methodik zur Modellierung der Verwertung von Grüngut

Die in Modul 1 erarbeiteten Inventare der verschiedenen Prozesse wurden nach den Vorgaben des ecoinvent-Centers zusammengestellt und beinhalten damit bereits ein Grossteil der notwendigen Informationen um eine Lebenszyklusanalyse zusammenzustellen. Die theoretischen Hintergründe sowie die zusätzlich erarbeiteten Grundlagen werden in den folgenden Abschnitten ausführlich erläutert.

6.3.1. Fragestellungen

Mit dem erstellten Modell der Biomasseverwertung soll unter anderem die Beantwortung von aktuellen Fragen der Biomassenutzung ermöglicht werden:

- Wie wird eine optimale regionale Verwertung von Biomasse erreicht?
- Wie hoch sind die Umweltauswirkungen bei der Verwertung von Grüngut:
 - o bei der Verbrennung in einer Kehrlichtverbrennungsanlage
 - o bei der Vergärung zu Biogas, Gärgut flüssig und Kompost in einer Vergärungsanlage
 - o bei der Kompostierung zu Kompost im Hausgarten
- Was sind die ökologischen Vorteile der jeweiligen Methoden und bestehen aufgrund der neuen Daten allenfalls Optimierungsmöglichkeiten?

6.3.2. Methodik der Ökobilanzierung

Die Ökobilanzierung oder Lebenszyklusanalyse ("Life Cycle Assessment", LCA) ist eine Methode, um die Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf die Umwelt zu erfassen, zu beurteilen und daraus Optimierungspotentiale abzuleiten. Aufgrund der Komplexität der Natur und des globalen Wirtschaftssystems reicht es nicht, nur einzelne Problemstoffe oder lokale Auswirkungen zu betrachten. Aus dem Anspruch an eine umfassende Bewertung ergeben sich die folgenden Anforderungen an die Methode:

- Möglichst umfassende Berücksichtigung der verschiedenen Umweltauswirkungen
- Berücksichtigung des gesamten Lebensweges
- Quantifizierung der Umweltauswirkungen
- Bewertung der verschiedenen Auswirkungen als Basis für Entscheidungen
- Wissenschaftlich abgestützt, um eine hohe Zuverlässigkeit und Akzeptanz zu erreichen

Die Ergebnisse der Ökobilanz können eingesetzt werden:

- als Entscheidungshilfen bei verschiedenen Varianten
- zur Erfassung der relevanten Auswirkungen
- in der strategischen Planung zur Ermittlung von Optimierungspotentialen
- zur Ermittlung der wesentlichen Einflussfaktoren
- zur Beurteilung von Massnahmen

Das vorliegende Kapitel soll vor allem als Entscheidungshilfe dazu dienen, welches Verfahren aus ökologischer Sicht sinnvoll erscheint. Zudem sollen auch die relevanten Umweltauswirkungen erfasst und damit eine Basis für Optimierungsmassnahmen gegeben werden.

In einem ersten Schritt werden die Waren-, Stoff- und Energieflüsse sowie der Ressourcenbedarf erfasst. Anschliessend werden die Auswirkungen auf die Umwelt mit Hilfe von gewählten Indikatoren, welche diese Wirkungen beschreiben, bestimmt. Mit dem Ziel die Ergebnisse mit einer Kennzahl auszudrücken, kann eine Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen durch eine entsprechende Gewichtung erfolgen.

Nach ISO 14'040ff (ISO, 2006a) und (ISO, 2006b) umfasst eine Ökobilanz die folgenden Schritte:

- Festlegen des Zielsystems und der Rahmenbedingungen

- Erfassen der relevanten Stoff- und Energieströme sowie den Ressourcenbedarf (Sachbilanz)
- Bestimmen der Auswirkungen auf die Umwelt (Wirkbilanz)
- Interpretation der Umweltauswirkungen aufgrund der Zielsetzungen (Bewertung)
- Erarbeiten von Massnahmen (Optimierung)

Wie Abbildung 24 zeigt, ist dies kein linearer Prozess, sondern ein interaktiver Erkenntnis- und Optimierungsprozess.

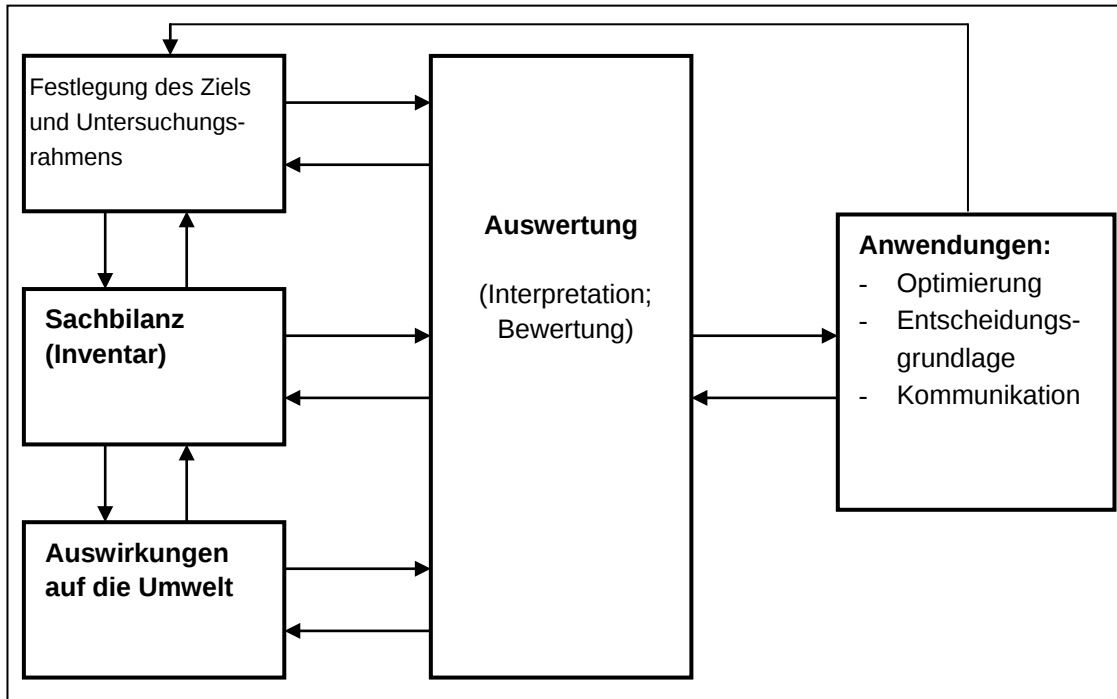


Abbildung 24: Schritte einer Ökobilanz, nach ISO 14'040ff

6.3.3. Zielsetzung und Rahmenbedingungen

Die Definition der zu untersuchenden und vergleichenden Systeme hängt von der Zielsetzung bzw. Fragestellung ab. Daraus ergeben sich unterschiedliche Rahmenbedingungen und Systemgrenzen. Die Systemgrenzen definieren, welche Prozesse und vorgelagerten Prozesse berücksichtigt werden. Dabei müssen der zeitliche und geographische Rahmen der verwendeten Daten sowie die zu untersuchenden Umweltauswirkungen festgelegt werden. Dies ist der erste und ausserordentlich wichtige Schritt bei der Erstellung einer Ökobilanz.

6.3.4. Vergleichsbasis, die "Funktionelle Einheit"

Die Bewertung eines Produktes oder Prozesses muss immer relativ zu Alternativen erfolgen, welche denselben Nutzen erbringen bzw. dieselbe Funktion erfüllen. Die Grösse, auf welche sich der Vergleich bezieht, wird als funktionelle Einheit bezeichnet. Als funktionelle Einheit wird in dieser Untersuchung verwendet:

Verwertung von 1 kg Grüngut

Ein Kilogramm "Grüngut" wird jeweils für die verschiedenen Szenarien unterschiedlich definiert, detaillierte Angaben sind in obiger Tabelle 14 zu finden.

Für alle Verfahren wird mit der gleichen Zusammensetzung des Abfalls gerechnet um einen realistischen Vergleich zu erreichen.

Dieses Grüngut wird, abhängig vom betrachteten Verwertungssystem, zu folgenden Produkten verarbeitet:

Kompost Hausgarten	Vergärung	KVA
→ Kompost	→ Biogas	→ Fernwärme
	→ Gärgut + Kompost	→ Strom

Tabelle 15: Systemdarstellung mit Endprodukten

Die Betrachtung der thermischen Verwertung des Grünguts innerhalb der Kehrichtverbrennungsanlage geht davon aus, dass das bestehende Fernwärmenetz, unabhängig von der KVA, weiterhin in Betrieb gehalten wird. Entsprechend wird die Infrastruktur des Fernwärmenetzes nicht weiter berücksichtigt. Da die verwendeten Wärmemengen auf Angaben zu den verkauften Mengen beziehen, sind die Verluste bereits berücksichtigt.

Da bei der Verwertung des Grüngutes je nach Methode unterschiedliche Endprodukte entstehen, werden die verschiedenen Verarbeitungswege wie folgt ergänzt, um funktionelle Äquivalenz herzustellen und damit einen Vergleich der verschiedenen Systeme zu ermöglichen⁸:

Kompost Hausgarten	Vergärung	KVA
→ Kompost	→ Biogas	→ Fernwärme
	→ Gärgut	→ Strom
	⊕ Differenz zu Torf & Stroh als Kompostersatz	⊕ Torf & Stroh als Kompostersatz
⊕ Wärme ab Erdgas / -öl	⊕ Wärme ab Erdgas / -öl	
⊕ Strom ab Netz	⊕ Strom ab Netz	
⊕ Erdgas		⊕ Erdgas

Tabelle 16: Systemdarstellung mit Systemerweiterung nach dem Konzept "basket of benefits"

Die verwendete Systemerweiterung erweitert die zu untersuchenden Systeme um die jeweils fehlenden Produkte. Um beispielsweise die Kompostierung überhaupt mit dem Prozess der Kehrichtverbrennung vergleichen zu können, wird diese um die fehlenden Energieträger der KVA ergänzt während die KVA ein Zusatz in Form der Bodenverbesserungen des Komposts erhält. Analog wird mit jedem zusätzlichen System, wie z.B. der Vergärung, vorgegangen. Auf diese Weise kann für alle in den Vergleich einbezogenen Systeme eine gemeinsame Basis erstellt werden (siehe auch Abbildung 25).

Das beschriebene Vorgehen entspricht der Vermeidung einer Allokation durch Systemerweiterung, welche von ISO 14'040ff unter anderen empfohlen wird, um verschiedene Systeme vergleichbar zu machen.

⁸ Dieser Ansatz wird als Systemerweiterung mit "basket of benefits" bezeichnet

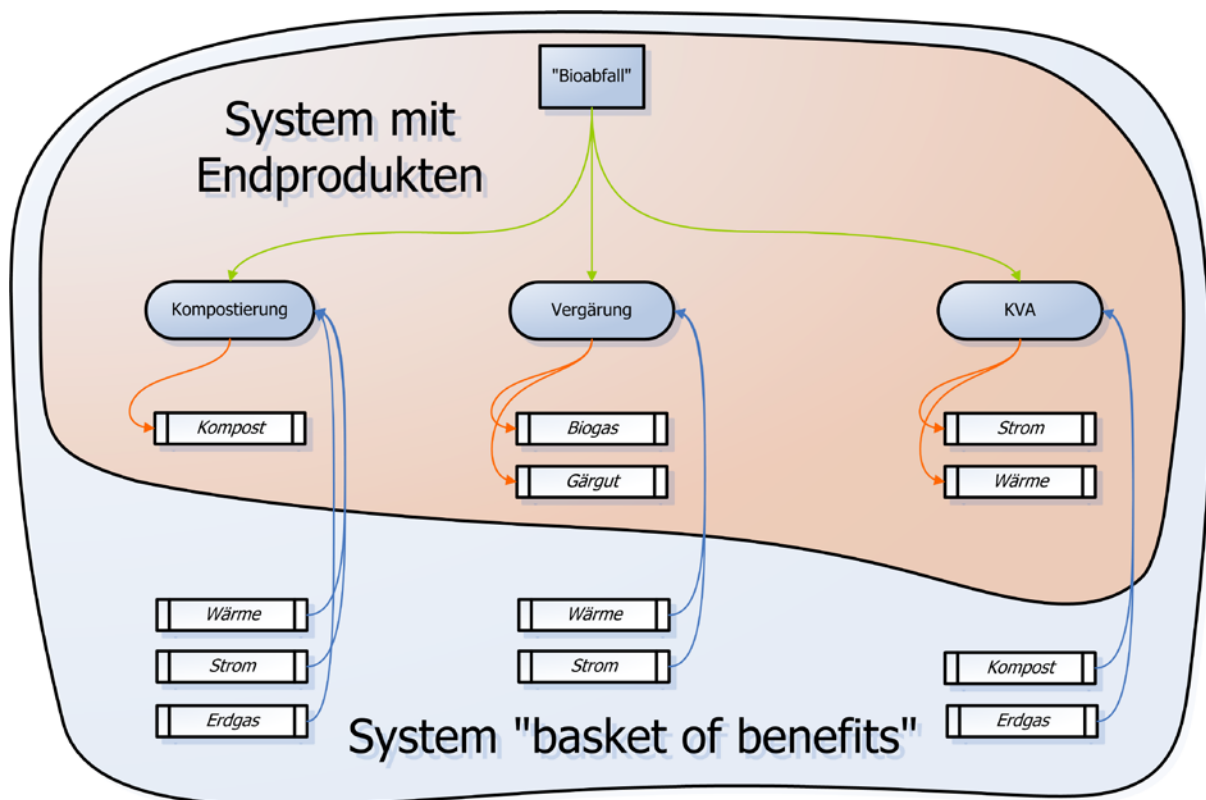


Abbildung 25: Systemerweiterung nach "basket of benefits"

Für einige der Grafiken werden die Ergebnisse zusätzlich mit einer Systemerweiterung über die Ausweisung von Gutschriften dargestellt, diese Methode wird als "avoided burden" bezeichnet. Dieser Ansatz wird häufig innerhalb von Recyclingsystemen aber auch grundsätzlich bei Verwertungsprozessen angewandt. Alle zu vergleichenden Systeme erhalten hierzu eine Gutschrift für "vermiedene Produkte" bzw. Belastungen, welche als "avoided burden" bezeichnet wird. Für die Kompostierung wäre dies beispielsweise die Vermeidung der Anwendung von Mineraldüngern und Torf während die Verbrennung in der KVA entsprechend Wärme und Strom produziert und damit fossile Energieträger bzw. Strom aus anderen Quellen ersetzt, eine Übersicht aller Gutschriften ist in Tabelle 17 bzw. Abbildung 26 zu finden.

Mit Hilfe der Darstellung nach "avoided burden" werden die Unterschiede der verschiedenen Systeme klarer erkennbar, jedoch kann es vorkommen, dass sich grosse relative Unterschiede zeigen, welche im Rahmen der Unsicherheit der Ergebnisse nicht aussagekräftig sind. Daher werden die wesentlichen Resultate mit Hilfe beider hier vorgestellten Methoden der Systemerweiterung dargestellt.

Kompost Hausgarten	Vergärung	KVA
⊖ Nährstoffe als Ersatz von Mineraldünger ⊖ Torf & Stroh als Komposterersatz	⊖ Nährstoffe als Ersatz von Mineraldünger ⊖ Torf & Stroh als Komposterersatz (60 % von Kompost)	⊖ Fernwärme (Gutschrift Erdgas / -öl)
	⊖ Erdgas	⊖ Strom ab Netz

Tabelle 17: Systemdarstellung mit Gutschriften (Systemerweiterung nach dem Konzept "avoided burdens")

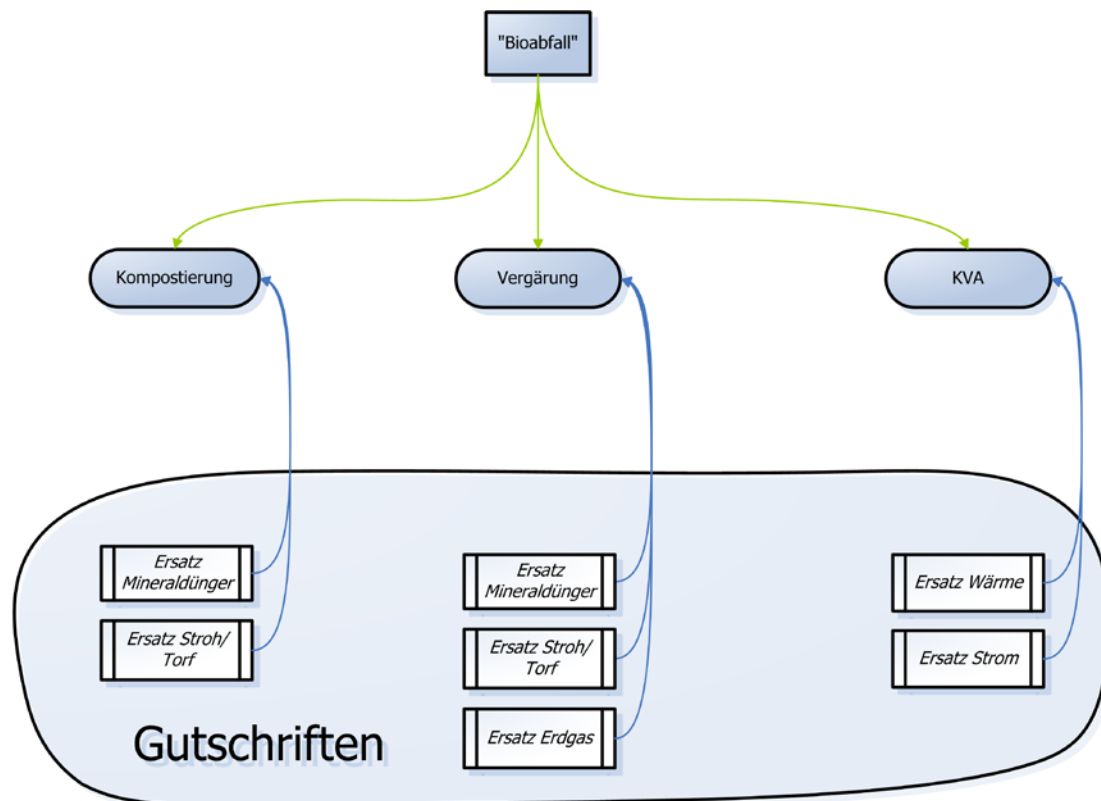


Abbildung 26: Systemdarstellung nach "avoided burden"

Da Beide Ansätze zur Systemerweiterung mit unterschiedlichen Gutschriften innerhalb der Systeme arbeiten, ist es oft entscheidend welche Substitutionen bei den Gutschriften ausgewählt werden. Insbesondere wenn die Gutschriften das Endergebnis signifikant beeinflussen, muss die Auswahl sorgfältig vorgenommen werden. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Systembetrachtung beispielsweise bei der Vergärung ein Ersatz von Erdgas angenommen, die weitere Verarbeitung desselben aber nicht betrachtet, da je nach System (z.B. Stromherstellung, Wärmeproduktion) sehr verschiedene Gutschriften resultieren können. Die Wahl der unterschiedlichen Gutschriften ist direkt mit der Fragestellung der besten Nutzungsmöglichkeit der resultierenden Produkte verknüpft. Diese Frage der idealen Nutzung kann unabhängig von den hier vorgestellten Resultaten untersucht und beantwortet werden, ist allerdings nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

6.3.5. Systemgrenzen

Entsprechend dem Ökobilanz Ansatz werden soweit möglich alle umweltrelevanten Prozesse über den gesamten Lebensweg erfasst und bewertet.

Dies umfasst im vorliegenden Modell für alle Verfahren im Wesentlichen die folgenden Punkte:

- Die Bereitstellung der Rohstoffe wie Erdöl, Holz etc.
- Die Herstellung und der Gebrauch von Hilfsstoffen
- Der Energiebedarf und deren Bereitstellung, z. B. die Strombereitstellung
- Die Transporte, inkl. der dazu benötigten Infrastruktur und Treibstoffbereitstellung
- Die benötigte Infrastruktur
- Die Entsorgung

Für alle diese Prozesse werden die Auswirkungen durch Luft- und Wasseremissionen, teilweise die Auswirkungen auf den Boden sowie der Ressourcenbedarf, wie energetische Ressourcen oder Landnutzung berücksichtigt.

Als geographische Systemgrenze werden für die Szenarien die Schweizer Verhältnisse verwendet. Als Strom-Mix wird entsprechend für Systembetrachtungen in der Schweiz, der Schweizer Versorgungs-Mix verwendet.

Da es sich beim vorliegenden Projekt um eine ökologische Analyse handelt, wurden bei den Vergleichen bewusst die übrigen Kenngrößen der Systeme, welche keinen direkten Einfluss auf die Umweltauswirkungen haben, nicht berücksichtigt. In dem Sinne handelt es sich bei der vorliegenden Studie nicht um eine umfassende Entscheidungsanalyse, sondern um eine umfassende Analyse des Teilaspektes Umwelt. Diese muss ggf. durch weitere Aspekte entsprechend ergänzt werden.

6.3.6. Sachbilanz

In der Sachbilanz wird ein Modell für das zu bilanzierende Produktsystem entworfen und die Energie- und Stoffflüsse der damit verbundenen Prozesse erfasst. Diese umfassen:

- Die Beziehungen eines Prozesses mit andern Prozessen der Technosphäre, wie z. B. Menge an benötigten Rohstoffen, Hilfsstoffen, Energiebedarf oder Transporte.
- Die Beziehungen eines Prozesses mit seiner natürlichen Umwelt der Ökosphäre, wie z. B. Bedarf an Ressourcen (fossile Energieträger, Landressourcen etc.) und Emissionen, wie z. B. CO₂, CO, Methan Stickoxide u.a..

Für die Erstellung der Sachbilanz sowie für Modellierung aller Grundlagenprozesse wurden bestehende Grundlagedaten aus ecoinvent Version 2.2 (ecoinvent, 2008) verwendet. Dabei handelt es sich um Daten, welche einen sehr hohen Qualitätsstandard haben und auch international anerkannt sind. Diese Daten wurden soweit notwendig und machbar durch projektspezifische Daten ergänzt, d.h. in erster Linie mit Daten aus den anderen drei Modulen.

Die schematischen Darstellungen der verwendeten Prozesse sind Kapitel 5.2 in Abbildung 15 bis Abbildung 19 zu finden.

6.3.7. Anpassungen der Grundlagedaten

Verbrennung in der Kehrichtverbrennungsanlage

Für die thermische Verwertung des Grüngutes in der KVA wurde als Grundlage der bestehende Prozess gemäss ecoinvent verwendet, wobei einige Anpassungen notwendig waren. Insbesondere wurden die folgenden Korrekturen vorgenommen:

- Dioxinwert bei der Emission in Luft: Der in ecoinvent verwendeter Wert war mehr als 10 Mal höher als der in der Schweiz erlaubte Grenzwert und rund 100 Mal höher, als Messungen in Deutschland gezeigt haben, entsprechend wurden diese Emissionen angepasst. Der vorliegende Wert in ecoinvent war zur Zeit der Erfassung dieses Prozesses nicht inkorrekt, er ist unterdessen lediglich veraltet.
- Heizwert Grüngut⁹: Da die Gutschriften für Erdöl, Erdgas und Strom bei der Kehrichtverbrennungsanlage in hohem Masse vom angenommenen Heizwert (früher: unterer Heizwert) des Grüngutes abhängen, wurde auf unterschiedlichen Wege Abschätzungen bezüglich des Energieinhalts von Grüngut durchgeführt:

Empirische Formeln:

- Abschätzung nach Boie: Heizwert von 3.83 MJ / kg (Brennwert: 5.81 MJ / kg)
- Abschätzung nach Dulong: Heizwert von 3.68 MJ / kg (Brennwert: 5.65 MJ / kg)
- Weitere Abschätzung:
- Abschätzung des Heizwertes von Grüngut über den Heizwert von Holz (H_w von nassem Holz ist bei ca. 5.4 MJ / kg): ergibt ca. 2.2 MJ / kg Grüngut

Da der tatsächlich verwertbare Energieinhalt von Grüngut innerhalb der KVA, neben dem Wassergehalt des Materials, auch vom Umfang der Wärmerückgewinnung innerhalb der Anlage abhängt, ist dieser Wert Schwankungen und Unsicherheiten unterworfen.

Basierend auf diesen Überlegungen wurde der Heizwert von Grüngut für das "städtische Grüngut" auf 3.5 MJ / kg festgelegt, für die übrigen untersuchten Fraktionen wurden die Werte aus diesem Wert extrapoliert.

Für die Bestimmung der Effizienz bezüglich der Energieumwandlung innerhalb der KVA wurde auf Schweizer Durchschnittswerte abgestützt. Allerdings beinhalten diese Werte die Daten sämtlicher Schweizer KVAs, sie stellen also lediglich den Durchschnitt sehr unterschiedlicher Anlagen dar. Wie Abbildung 27 zeigt, weisen die verschiedenen Kehrichtverbrennungsanlagen in der Schweiz zum Teil sehr unterschiedliche Energieeffizienzen in Bezug auf Wärme und Strom auf, weshalb diese Durchschnittswerte für Vergleiche eher unpassend sind. Um den tatsächlichen Nutzen verschiedener Anlagen vergleichen zu können, empfiehlt es sich daher Anlagen mit ähnlichen Effizienzgraden auszuwählen. Die vorliegende Modellierung erlaubt die Anpassung der jeweiligen Effizienzgrade der KVA, je nach untersuchtem System.

⁹ Ausführlichere Erläuterungen zum Heizwert von Grüngut sind im Anhang A2 dargelegt.

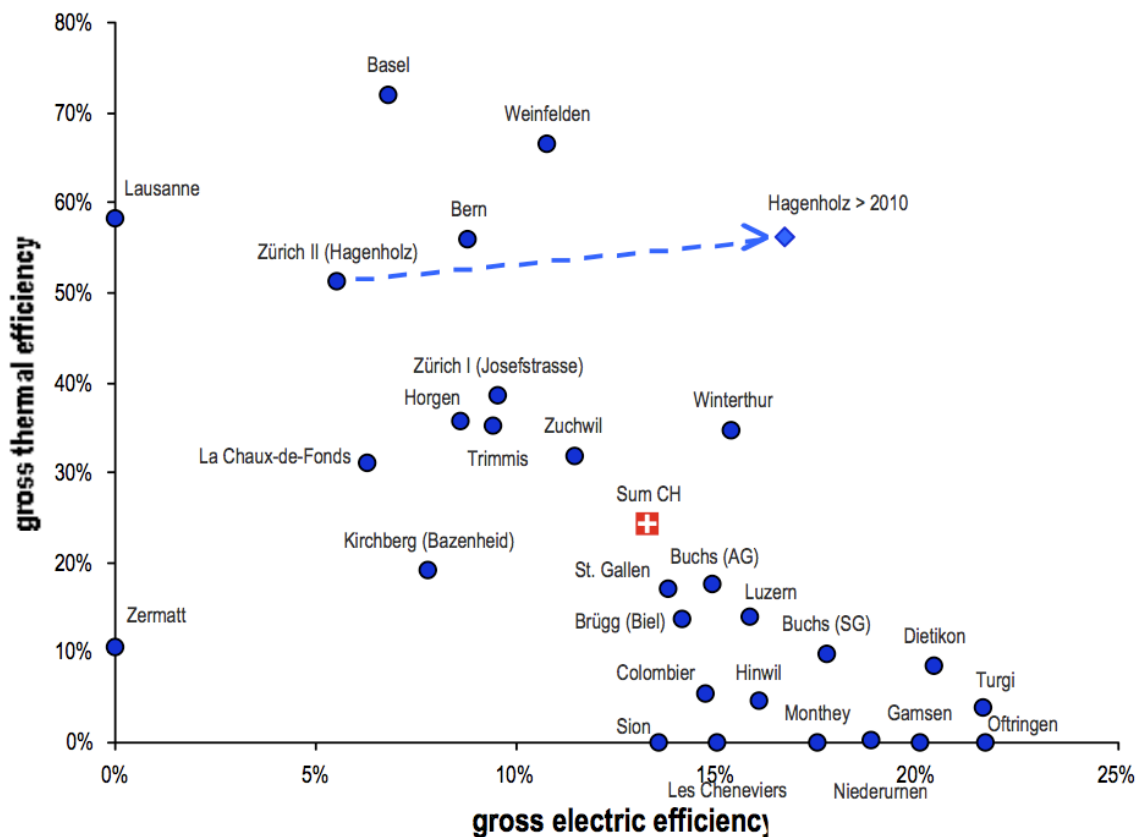


Abbildung 27: Effizienz der Schweizerischen Kehrrechtverbrennungsanlagen

6.3.8. Bestimmung der Umweltauswirkungen (Wirkungsbilanz)

Selbst die Beschränkung auf die "wichtigsten" Stoffe führt sofort zu unübersichtlichen Zahlentabellen, welche nur schwer oder gar nicht zu interpretieren sind. Zudem sind nicht die Stoffemissionen sondern deren Auswirkungen auf die Umwelt von Bedeutung. Um diese zu bestimmen wird folgendermassen vorgegangen:

Klassifizierung (Einteilung der Einflüsse bezüglich ihrer Auswirkungen):

Die Stoffe werden nach ihren unterschiedlichen Wirkungen auf die Umwelt gruppiert.

Charakterisierung (Berechnung der Auswirkungen auf die Umwelt):

Dabei werden die einzelnen Substanzen entsprechend ihres Schädigungspotentials, bezüglich einer Umweltauswirkung, gegeneinander gewichtet. Daraus ergeben sich die Schädigungspotentiale bezüglich einer bestimmten Umweltauswirkung.

Folgende Wirkungen bzw. Aspekte wurden berechnet, jedoch nicht alle in diesem Bericht ausgewiesen:

- Treibhauspotential (GWP)
- Einfluss auf das Klima infolge der Emission von klimawirksamen Stoffen wie Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) oder Methan (CH₄). Diese Auswirkung wird gemäss IPCC aus dem Jahre 2007 berechnet und in diesem Bericht ausgewiesen. [IPCC 2007]
- Kumulierter Energieaufwand (KEA), graue Energie oder Verbrauch an nicht erneuerbaren energetischen Ressourcen wie z. B. Erdöl oder Erdgas.
- Ozonbildungspotential
Beitrag zur Bildung von Ozon (Sommersmog) infolge der Emission von Stoffen wie z. B. Kohlenwasserstoffe und Stickoxiden (NO_x). Die Berechnung erfolgt auf der Basis der Methode CML (Guinée, 2001).

- Säurebildungspotential
Beitrag zur Versauerung von Böden und Gewässern zum Beispiel durch Stickoxide und Schwefeldioxid. Die Berechnung erfolgt auf der Basis der Methode CML (Guinée, 2001).
- Toxizität für den Menschen
Auswirkungen von Emissionen auf die menschliche Gesundheit bewertet nach der Methode Impact 2002+.
- Ökotoxizität
Auswirkungen auf Tiere und Pflanzen durch die Emission von Stoffen. Dabei wird zwischen der Toxizität in Boden und Wasser unterschieden. Die Berechnung erfolgt auf der Basis der Methode Impact 2002+.
- Eutrophierung oder Überdüngung
Veränderung des Nährstoffgleichgewichtes in Boden und Wasser durch den Eintrag von Verbindungen die Stickstoff und Phosphor enthalten. Die Berechnung erfolgt auf der Basis der Methode EDIP CML (Guinée, 2001).

Für Berechnungsdetails wird auf die Originalliteratur (Hauschild, 1998) und (Heijungs, 1992) verwiesen.

Jeder dieser Indikatoren deckt nur einen Teilbereich der gesamten Umweltauswirkungen ab. Nur die Berücksichtigung der verschiedenen Auswirkungen gibt ein umfassendes Bild der ökologischen Auswirkungen. Problematisch dabei ist, dass die Ergebnisse der verschiedenen Wirkkategorien nicht direkt miteinander verglichen werden können. Einerseits sind die Einheiten und damit Dimensionen unterschiedlich und andererseits wird keine Aussage gemacht, wie problematisch die betreffende Wirkung relativ zu anderen ist. Um diese verschiedenen Auswirkungen zu einer Kennzahl zusammenzufassen ist eine Normierung und Gewichtung der verschiedenen Auswirkungen notwendig.

6.3.9. Gewichtung der Umweltbelastungen

Während die Wirkungsbilanz prinzipiell auf objektiven, wissenschaftlichen Modellen beruht, ist die Bewertung der verschiedenen Umweltauswirkungen von Wertmassstäben abhängig. Aus diesem Grund werden diese gesamtaggregierenden Methoden teilweise abgelehnt. Dabei ist zu beachten, dass auch die Auswahl der Umweltauswirkungen subjektiv ist. Falls nur ein Teil der Auswirkungen, z. B. Kumulierter Energieaufwand (KEA) und Treibhauspotential betrachtet werden, kommt dies einer Gewichtung der anderen Auswirkungen mit Null gleich, was sicher falsch ist. Als Entscheidungshilfe für die Beurteilung werden in dieser Arbeit die folgenden drei Methoden verwendet, welche die Umweltauswirkungen zu einer Kennzahl (Indikator) zusammenfassen:

- Methode der Schadstofffrachten oder der ökologischen Knappheit, Ausgabe 2006 ("Umweltbelastungspunkte, UBP06")
- Eco-Indicator 99 HA
- ReCiPe

Die Verwendung verschiedener Bewertungsmethoden erlaubt es, die Aussagekraft der Resultate abzusichern. Als weitere Sensitivität wurde zusätzlich das Treibhauspotential separat ausgewiesen.

6.3.10. Methode der ökologischen Knappheit ("Umweltbelastungspunkte" - UBP)

Diese Methode (BUWAL 1990, Überarbeitung 1997 und BAFU 2006) (Frischknecht, 2006) wurde mit dem Ziel entwickelt, die verschiedenen Umweltauswirkungen zu einer einzigen Kenngrösse (Umweltbelastungspunkte) zusammenzufassen. Es handelt sich um eine Stoffflussmethode, bei der neben den bereits bestehenden Belastungen, die umweltpolitischen Ziele der Schweiz berücksichtigt werden. Je grösser die Umweltbelastung eines Produktes ist, desto mehr Umweltbelastungspunkte fallen bei seiner Bewertung an.

In diesem Projekt wurde die überarbeitete Version des BAFU aus dem Jahre 2006 verwendet.

6.3.11. Eco-Indicator 99 (HA)

Beim Eco-Indicator 99 (**Goedkoop, 2000**) werden die Schäden, welche an den drei Schutzzielen Menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen entstehen, berechnet. Anschliessend werden diese verschiedenen Schäden auf der Basis von gesellschaftlichen Wertmassstäben relativ zueinander gewichtet.

Je nach kultureller Perspektive, d.h., menschlicher Verhaltensweise, sind die Schadenfunktionen unterschiedlich. In Eco-Indicator 99 werden die drei kulturellen Perspektiven "Individualist", "Egalitarian" und "Hierarchist" unterschieden.

In der vorliegenden Studie wurde die Perspektive "Hierarchist" zur Gewichtung ausgewählt, da diese von den Autoren der Methode als Hauptgewichtung empfohlen wird ¹⁰. Die anderen zwei Perspektiven sollen als Sensitivitäten innerhalb der Methode des Eco-Indicator 99 dienen.

Da in der vorliegenden Untersuchung die Umweltbelastungspunkte als Schweizer Methode als Hauptmethode angewandt worden ist, wurde die Methodensensitivität über ein weiteres Bewertungsmodell überprüft.

6.3.12. ReCiPe (HA)

ReCiPe (ReCiPe 2008) stellt die Nachfolgemethode von Eco-Indicator 99 dar und ersetzt diese Bewertungsmethode faktisch. Verschiedene Testberechnungen haben allerdings gezeigt, dass die Methode noch einige Unregelmässigkeiten bei der Bewertung aufweist, weshalb sie in der aktuellen Form nicht für die Modellierung verwendet wurde.

Bezüglich der Details und der Hintergründe dieser Methoden wird auf die Originalliteratur verwiesen.

6.4. Resultate Modellierung

Der folgende Abschnitt zeigt die Ergebnisse einiger Szenariorechnungen mit der aktuellen Modellversion V0.8.5 anhand einiger Beispiele und verschiedenen Modellberechnungen.

¹⁰ Weitere Ausführungen bezüglich der einzelnen Perspektiven wird auf die Originalliteratur verwiesen.

6.4.1. Modellrechnung 1

Für die Modellierung des ersten Durchlaufs wurde städtisches Grüngut zu gleichen Teilen in die Kompostierung, die Vergärung sowie die Kehrlichtverbrennung geleitet (Vgl. Tabelle 18).

				Eigenschaften			Menge in Verwertung [%]				
				Menge FM in kg	Heizwert [MJ/kg]	Wasser- gehalt [%]	Kompost- ierung	Feststoff- vergä- rung	Flüssig- vergärung	KVA	Holz- Verbren- nung
Grünguttyp	städtisch	1		3.50	65.00		33	33	0	33	-
	ländlich			3.79	60.00		0	0	0	0	-
	holzig			4.55	50.00		0	0	0	0	-
Speiseabfälle				3.23	70.00		-	0	0	0	-

Tabelle 18: Parameter zur Modellierung, Modellrechnung 1: alle drei Verwertungsmethoden zu gleichen Teilen benutzt, Dioxin in KVA modifiziert, KVA aktuell (nicht zukünftig).

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den folgenden Grafiken dargestellt. Für die Methode der ökologischen Knappheit erfolgt die Darstellung sowohl nach der Erweiterung "avoided burden" also auch "basket of benefits", für die übrigen hier verwendeten Bewertungsmethoden werden jeweils die Ergebnisse der Berechnungen nach "basket of benefits" ausgewiesen.

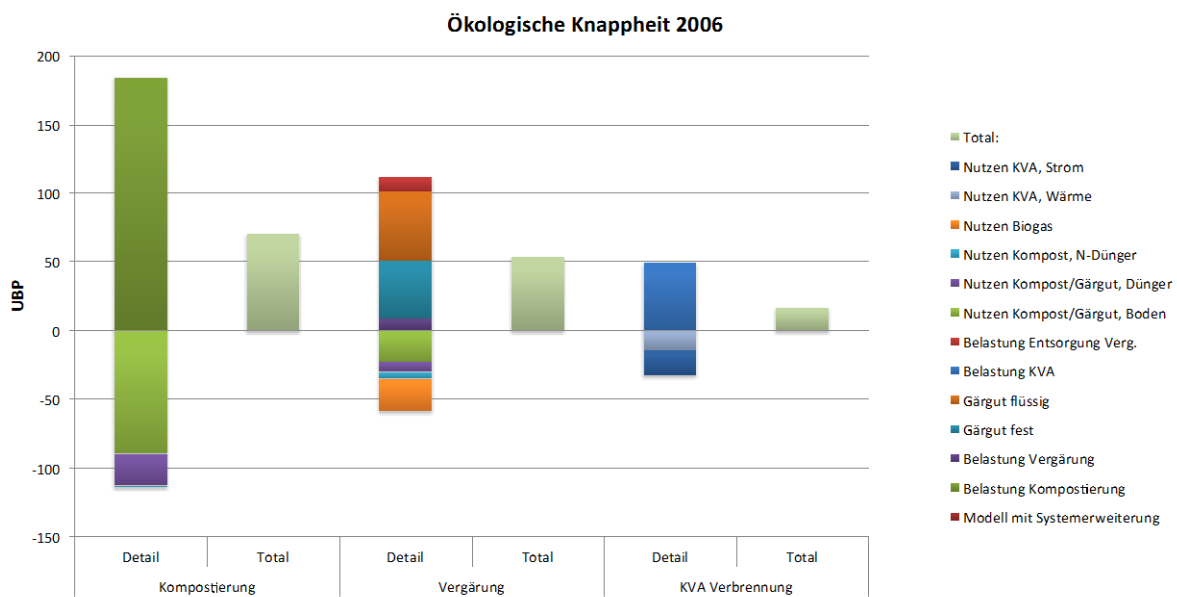


Abbildung 28: Modellrechnung 1, Methode der Ökologischen Knappheit 2006: Systemdarstellung nach "avoided burden"

Abbildung 28 zeigt, dass sich die Belastung aller drei untersuchten Verwertungssysteme im ähnlichen Rahmen bewegt. Obwohl die Kompostierung die grössten Belastungen aufweist, resultiert am Ende dank der wiederum grössten Gutschriften ein ähnliches Resultat wie bei der Vergärung. Die Kehrlichtverbrennungsanlage schneidet tendenziell am besten ab.

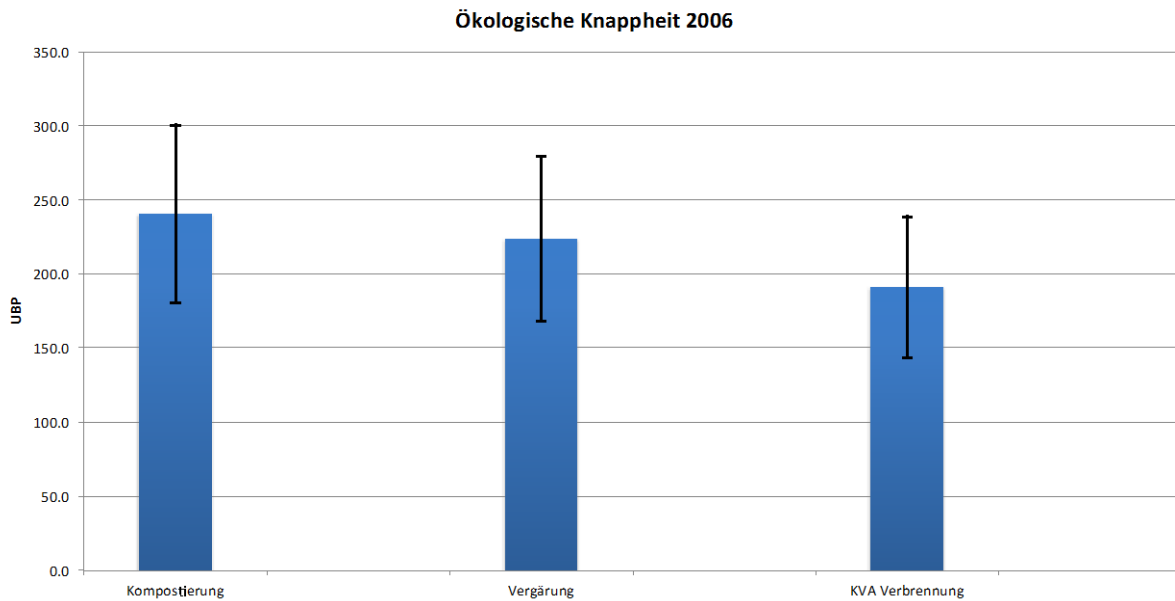


Abbildung 29: Modellrechnung 1 Methode der Ökologischen Knappheit 2006: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Wie die Darstellung der Ergebnisse mittels des Ansatzes "basket of benefits" zeigt, liegen die Unterschiede der drei untersuchten Verwertungssystem allerdings innerhalb der Unsicherheit der Resultate und sind damit nicht signifikant.

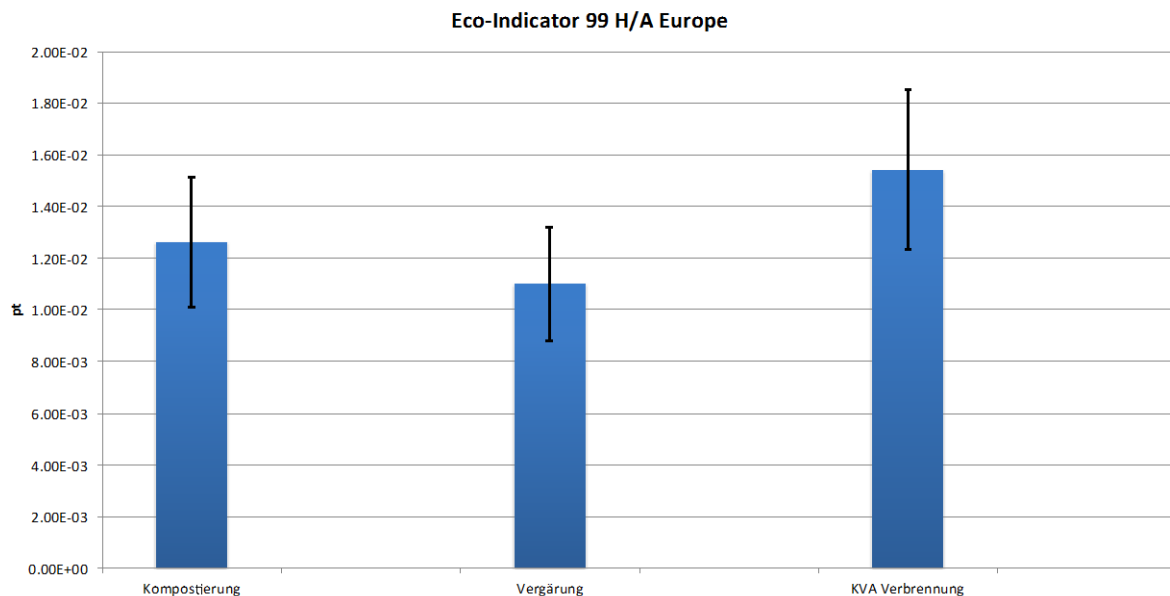


Abbildung 30: Modellrechnung 1, Eco-Indicator: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Mit beiden vollaggregierenden Bewertungsmethoden ist erkennbar, dass sich die Ergebnisse für diese Modellrechnung innerhalb der Unsicherheiten bewegen und sich somit kein klar besseres Verfahren hervorhebt.

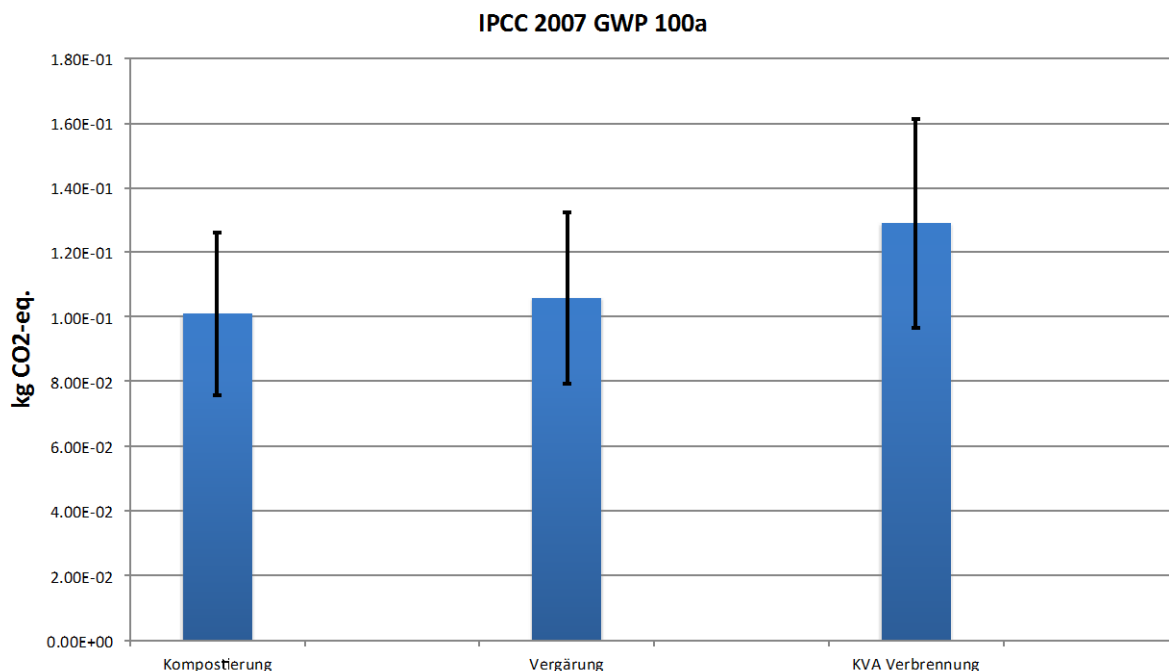


Abbildung 31: Modellrechnung 1, IPCC 2007 GWP 100a: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

6.4.2. Modellrechnung 2

Für die Modellierung des zweiten Durchlaufs wurde ebenfalls städtisches Grüngut zu gleichen Teilen in die Kompostierung, die Vergärung sowie die Kehrrechtverbrennung geleitet (Vgl. Tabelle 19). Zusätzlich wurde jedoch das Inventar der Schwermetalle angepasst und reduziert, um den Einfluss der Schwermetalle auf die Ergebnisse, wie dies in Kapitel 4 (Schwermetallbewertung) dargelegt worden ist, besser beurteilen zu können.

				Eigenschaften		Menge in Verwertung [%]					
				Menge FM in kg	Heizwert [MJ/kg]	Wasser- gehalt [%]	Kompost- ierung	Feststoff- vergä- rung	Flüssig- vergärung	KVA	Holz- Verbren- nung
Grünguttyp	städtisch	1		3.50	65.00		33	33	0	33	-
	ländlich			3.79	60.00		0	0	0	0	-
	holzig			4.55	50.00		0	0	0	0	-
Speiseabfälle				3.23	70.00		-	0	0	0	-

Tabelle 19: Parameter zur Modellierung, Modellrechnung 2: alle drei Verwertungsmethoden zu gleichen Teilen benutzt, Schwermetalle modifiziert, Dioxin in KVA modifiziert, KVA aktuell (nicht zukünftig).

Die Ergebnisse dieser Berechnungen sind in den folgenden Grafiken dargestellt. Für die Methode der ökologischen Knappheit erfolgt die Darstellung wiederum sowohl nach der Erweiterung "avoided burden" also auch "basket of benefits", für die übrigen hier verwendeten Bewertungsmethoden werden jeweils die Ergebnisse der Berechnungen nach "basket of benefits" ausgewiesen.

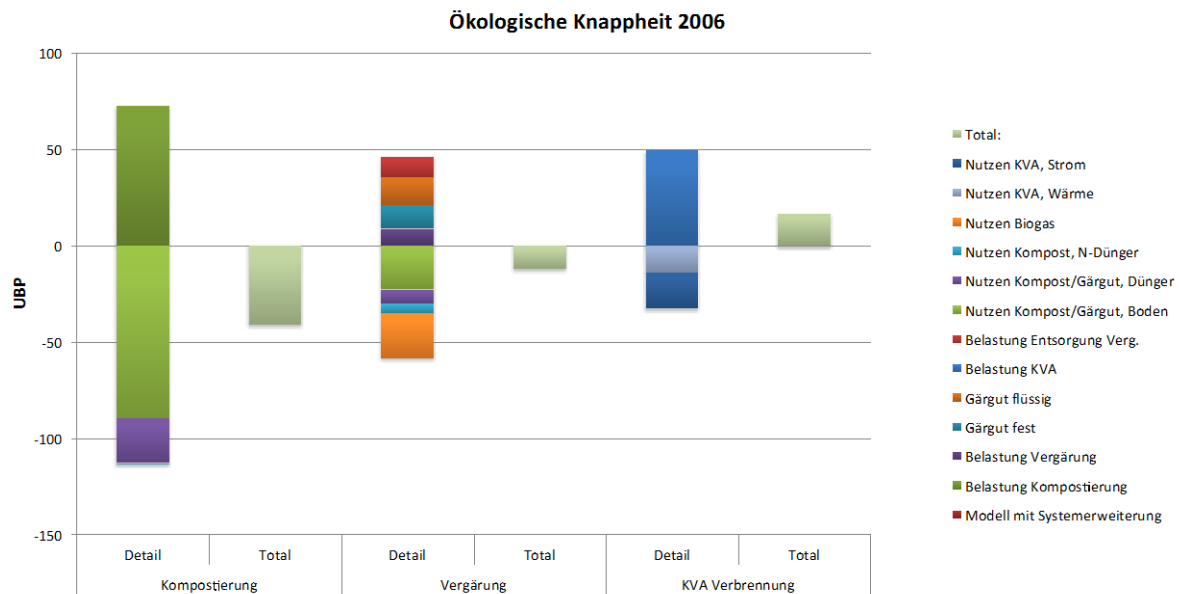


Abbildung 32: Modellrechnung 2, Methode der Ökologischen Knappheit 2006: Systemdarstellung nach "avoided burden"

Aus obiger Abbildung wird ersichtlich, dass die Kompostierung zwar grössten Belastungen aufweist, aufgrund der wiederum grössten Gutschriften am Ende dennoch ein tendenziell besseres Resultat als bei der Vergärung und ein deutlich besseres wie bei der KVA erzielt.

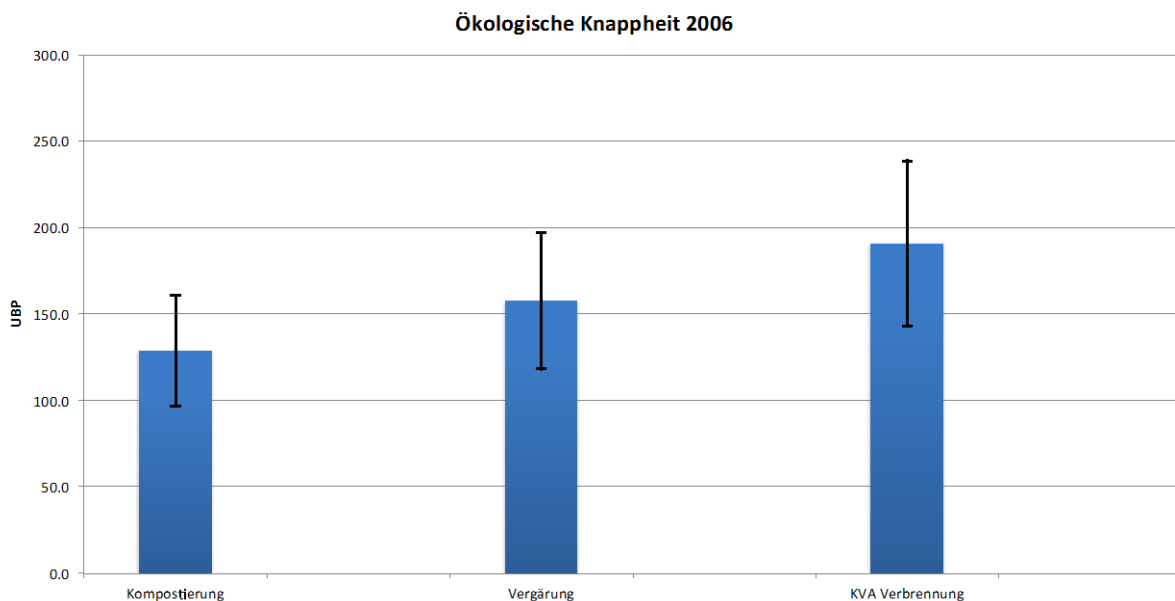


Abbildung 33: Modellrechnung 2, Methode der Ökologischen Knappheit 2006: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Die Darstellung der Resultate mit der Systemerweiterung "basket of benefits" bestätigt diese Ergebnisse auch im Rahmen der auftretenden Unsicherheiten innerhalb der Prozessmodellierung. Die Kompostierung weist nun ein signifikant besseres Ergebnis als die Vergärung auf.

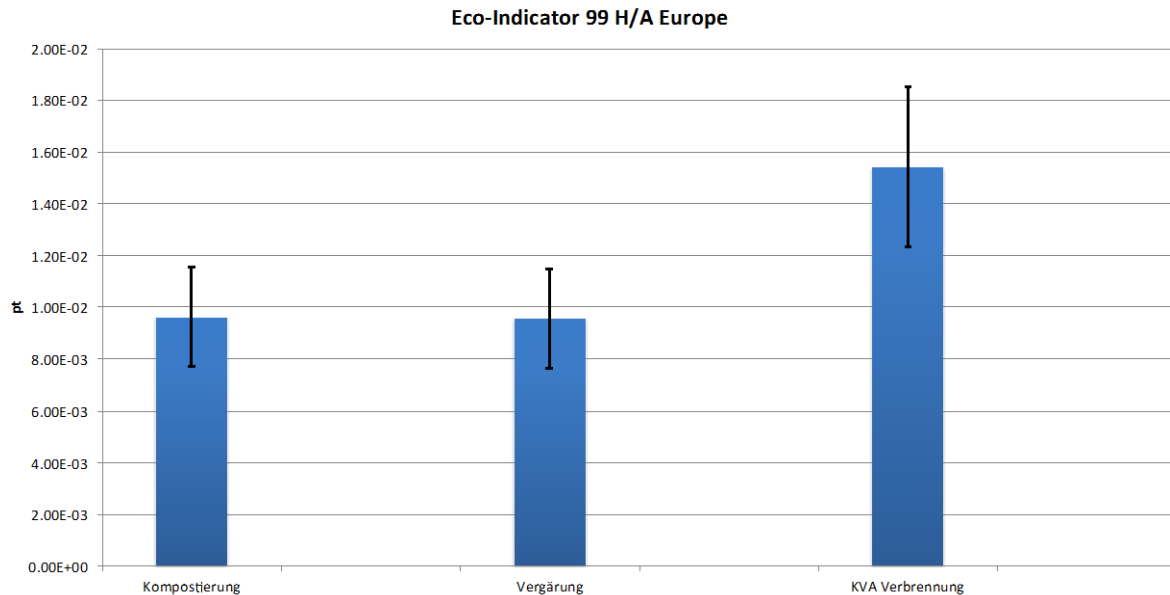


Abbildung 34: Modellrechnung 2, Eco-Indicator 99: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Die Bewertungsmethode Eco-Indicator 99 zeigt in den Ergebnissen der Umweltbelastung praktisch analoge Ergebnisse zur Bewertungsmethode der ökologischen Knappheit. Die Kompostierung und die Vergärung schneiden in erster Linie aufgrund der Einsparung von Stroh und Torf bei der Gutschrift der organischen Substanz im Boden gut ab. Grundsätzlich werden die Ergebnisse der Methode der ökologischen Knappheit damit bestätigt.

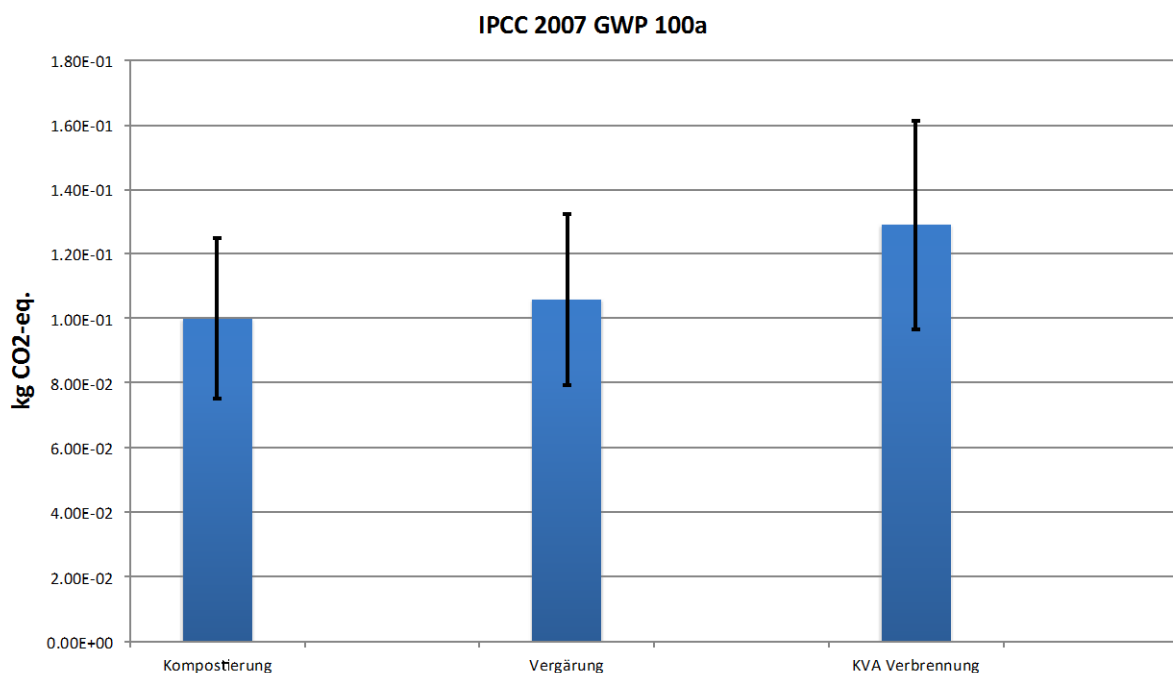


Abbildung 35: Modellrechnung 2, IPCC 2007 GWP 100a: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Wird nur Teil Treibhauspotential innerhalb des Systems betrachte, so zeigt sich ein vergleichbares Bild wie bei den beiden vollaggregierenden Bewertungsmethoden. Wiederum weisen die biologischen Verwertungsverfahren tendenziell das bessere Ergebnis auf, dies-

mal aufgrund der geringeren Treibhausgasrelevanten Emissionen sowie der Einsparung von fossilem Torf.

6.4.3. Modellrechnung 3

Für die Modellierung des dritten Durchlaufs wurde holziges Grüngut mit Speiseabfällen verglichen. d.h. jeweils in die Kompostierung und KVA sowie die Flüssig- bzw. Feststoffvergärung geleitet.

				Eigenschaften			Menge in Verwertung [%]				
				Heizwert [MJ/kg]	Wasser- gehalt [%]		Kompost- ierung	Feststoff- vergä- rung	Flüssig- vergärung	KVA	Holz- Verbren- nung
Grünguttyp	städtisch	1		3.50	65.00		0	0	0	0	-
	ländlich			3.79	60.00		0	0	0	0	-
	holzig			4.55	50.00		33	33	0	33	-
Speiseabfälle				3.23	70.00		-	33	33	33	-

Tabelle 20: Parameter zur Modellierung, Modellrechnung 3

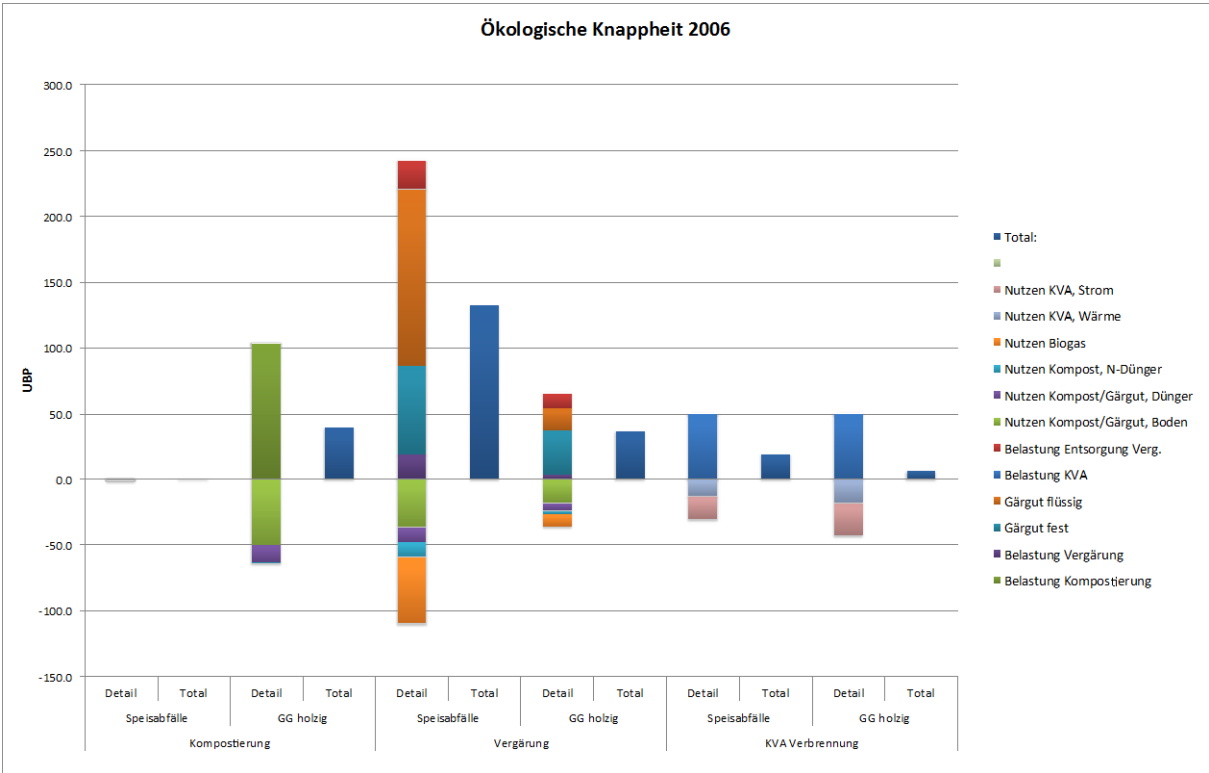


Abbildung 36: Modellrechnung 3, Methode der Ökologischen Knappheit 2006: Systemdarstellung nach "avoided burden"

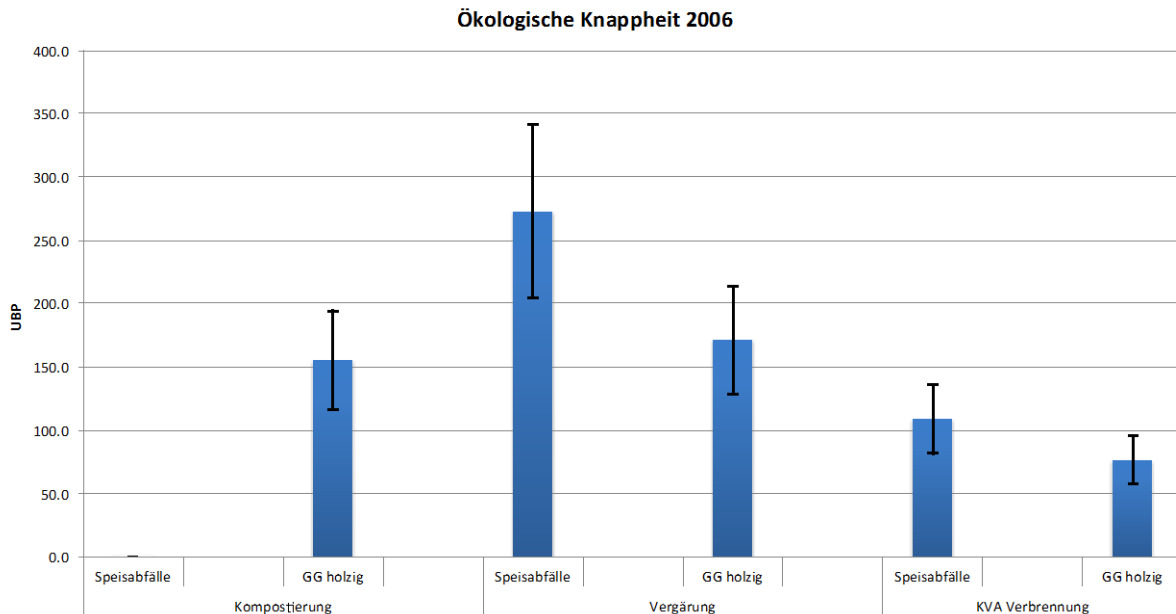


Abbildung 37: Modellrechnung 3, Methode der Ökologischen Knappheit 2006: Systemdarstellung nach "basket of benefits". Die Ausdehnung der Balken gibt jeweils die Unsicherheit der Ergebnisse an

Modellrechnung 3 zeigt folgende Ergebnisse:

- Speiseabfälle können nicht kompostiert werden, weshalb diese Auswirkungen im Modell nicht dargestellt werden
- Nach Massgabe des vorliegenden Modells liegen die Kompostierung und die Vergärung beim holzigen Grüngut in Rahmen der Unsicherheiten gleichauf
- Deutlich bis signifikant besser schneidet allerdings die KVA sowohl für Speiseabfälle als auch holziges Grüngut ab, dies in erster Linie aufgrund der Gutschriften für Energie bei der Verbrennung sowie der geringeren Gutschriften bei den biologischen Entsorgungsverfahren

6.5. Schlussbemerkungen

Die vorliegende Realisierung der Modellierung hat gezeigt, dass sich die vorgesehenen Gesamtsysteme abbilden lassen und damit die Grundlagen für die gewünschte Entscheidungsbasis realisieren lassen.

Die in diesem Bericht an verschiedenen Stellen festgehaltenen Unterschiede der unterschiedlichen Verwertungsverfahren sowie der verschiedenen Grünguttypen wurden auch in der Modellierung bestätigt und zeigen gleichzeitig die Notwendigkeit derselben.

Erste Resultate der Modellberechnungen haben zudem gezeigt, dass unter bestimmten Umständen die Ergebnisse im Rahmen der Unsicherheiten ähnlich gross und somit keine signifikanten Unterschiede auftreten.

In der vorliegenden Form ist das Modell nur beschränkt Endbenutzertauglich, weshalb weitere Arbeiten notwendig wären, um diesen Zustand zu erreichen. Insbesondere müssten die Eingabemasken ergonomischer gestaltet werden sowie ein entsprechendes Handbuch erarbeitet werden.

Des Weiteren müssen die vorliegenden Ergebnisse mit weiteren Modellberechnungen abgestützt werden um auch andere, namentlich komplexere Fragestellungen, zuverlässig beantworten zu können.

6.6. Literatur Modul Modellierung

- (Wagner 2008) *Arbeitsgruppe AWEL/AW: Wohin mit unserem Grüngut? Entscheidungshilfe für Gemeinden zwischen Kompostieren, Vergären und Verbrennen, ZUP UMWELTPRAXIS Nr. 53 / Juli 2008*
- (AUE 2009) Fredy Dinkel, Konrad Schleiss, Mischa Zschokke: Ökobilanz zur Grüngutverwertung in Basel, im Auftrag des Amtes für Umwelt und Energie, Basel-Stadt, Februar 2009, nicht veröffentlicht
- (ecoinvent, 2000) *ecoinvent 2000: Ökoinventare von Energiesystemen, Transporten und Grundmaterialien, Version 1.3.* November 2006.
- (ecoinvent, 2008) *ecoinvent 2008:Version 2.01*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. November 2007.
- (ecoinvent, 2010) *ecoinvent 2010:Version 2.2*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. May 2010.
- (Frischknecht, 2006) *Frischknecht, R., R. Steiner, und N. Jungbluth, Ökobilanzen: Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006.* Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen, 2008, Öbu SR 28/2008.
- (Goedkoop, 2000) *Goedkoop, M., The Eco-Indicator 1999.* 2000: Amersfoort.
- (Guinée, 2001) *Guinée, J.B., Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Characterisation and Normalisation Factors.* 2001, CML.
- (Hauschild, 1998) *Hauschild, M. und H. Wenzel, Environmental Assessment of Products: Scientific background.* 1998: London. p. 565
- (Hauschild, 1998) *Hauschild, M. und H. Wenzel, Environmental Assessment of Products: Scientific background.* 1998: London. p. 565
- (Heijungs, 1992) *Heijungs, "Environmental Live Cycle Analysis of Products".* 1992, Centrum voor Milieukunde: Leiden.
- (Heijungs, 1992) *Heijungs, "Environmental Live Cycle Analysis of Products".* 1992, Centrum voor Milieukunde: Leiden.
- (IPCC, 2007) IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Scientific Basis. In: Solomon, S. et al. (eds.), Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh, Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK.
- (IPCC, 2007) IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Scientific Basis. In: Solomon, S. et al. (eds.), Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh, Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK.
- (ISO, 2006a) *ISO, 2006a. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.* 2006: Geneva.
- (ISO, 2006a) *ISO, 2006a. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.* 2006: Geneva.
- (ISO, 2006b) *ISO, 2006b. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.* 2006: Geneva.
- (ISO, 2006b) *ISO, 2006b. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.* 2006: Geneva.
- (Joliet, 2003) *Joliet Olivier, et al., Impact 2002+ : A new life cycle impact assessment methodology,* J. of LCA 8 (6) 324 – 330 (2003)
- (Joliet, 2003) *Joliet Olivier, et al., Impact 2002+ : A new life cycle impact assessment methodology,* J. of LCA 8 (6) 324 – 330 (2003)
- (ReCiPe 2008) *ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level,* Goedkoop et

- al., January 2009, Netherlands
- Amlinger F, Peyr S, Geszti J, P. D, K. W, S. N (2006)
(Edelmann 2008)
- Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden - Literaturstudie. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, umwelt und Wasserwirtschaft Österreich.
- Edelmann, Bestimmung der TS- und OS-Gehalte von Ausgangsmaterialien für die Feststoffvergärung, im Auftrag des BFE, www.arbi.ch und Kranert et al (2008)
- (Grünabfälle 2007)
- Grünabfälle - besser kompostieren oder energetisch verwerten? - Vergleich unter den Aspekten der CO₂-Bilanz und der Torfsubstitution .
www.entsorgungsgemeinschaft.de, (2007)

Anhang A1: Literatur allgemein

- Amlinger F, Peyr S, Geszti J, P. D, K. W, S. N (2006) Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden - Literaturstudie. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Österreich.
- (AUE 2009) Fredy Dinkel, Konrad Schleiss, Mischa Zschokke: Ökobilanz zur Grüngutverwertung in Basel, im Auftrag des Amtes für Umwelt und Energie, Basel-Stadt, Februar 2009, nicht veröffentlicht
- (Eco-Indicator 99, 2001) The Eco-Indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report, Third edition, 22 June 2001, PRé Consultants B.V., Amersfoort.
- (ecoinvent, 2000) *ecoinvent 2000: Ökoinventare von Energiesystemen, Transporten und Grundmaterialien, Version 1.3*. November 2006.
- (ecoinvent, 2008) *ecoinvent 2008: Version 2.01*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. November 2007.
- (ecoinvent, 2010) *ecoinvent 2010: Version 2.2*, Swiss Center for Life Cycle Inventories. May 2010.
- (ERZ, 2006) Entsorgung und Recycling Zürich, 2006; Verwertung der biogenen Abfälle in der Stadt Zürich, Bericht mit besonderer Berücksichtigung der biogenen Abfälle aus Haushalten, ERZ Entsorgung + Recycling Zürich, Hagenholzstrasse 110, Postfach, 8050 Zürich
- (Frischknecht, 2006) *Frischknecht, R., R. Steiner, und N. Jungbluth, Ökobilanzen: Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 2006*. Methode für die Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen, 2008, Öbu SR 28/2008.
- (Fuchs) Fuchs Jacques G., und Schleiss Konrad, (2008): Zusatzmodul: Ökologische Bewertung der organischen Substanz (noch unveröffentlicht), im Auftrag des BAFU, Bern.
- (Goedkoop, 2000) *Goedkoop, M., The Eco-Indicator 1999*. 2000: Amersfoort.
- (Guinée, 2001) *Guinée, J.B., Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Characterisation and Normalisation Factors*. 2001, CML.
- (Hauschild, 1998) *Hauschild, M. und H. Wenzel, Environmental Assessment of Products: Scientific background*. 1998: London. p. 565
- (Heijungs, 1992) *Heijungs, "Environmental Live Cycle Analysis of Products"*. 1992, Centrum voor Milieukunde: Leiden.
- (IPCC, 2007) IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Scientific Basis. In: Solomon, S. et al. (eds.), Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh, Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK.
- (ISO, 2006a) *ISO, 2006a. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. 2006: Geneva.
- (ISO, 2006b) *ISO, 2006b. ISO 14040, in Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. 2006: Geneva.
- (Joliet, 2003) *Joliet Olivier, et al., Impact 2002+ : A new life cycle impact assessment methodology*, J. of LCA 8 (6) 324 – 330 (2003)
- (Guinée, 2001) *Guinée, J.B., Life cycle assessment; An operational guide to the ISO standards; Characterisation and Normalisation Factors*. 2001, CML.
- (Hauschild, 1998) *Hauschild, M. und H. Wenzel, Environmental Assessment of Products: Scientific background*. 1998: London. p. 565
- (Heijungs, 1992) *Heijungs, "Environmental Live Cycle Analysis of Products"*. 1992, Centrum voor Milieukunde: Leiden.
- (IPCC, 2007) IPCC, 2007. Climate Change 2007: The Scientific Basis. In: Solomon, S. et al. (eds.), Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate

- Change (IPCC). IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, The Edinburgh, Building Shaftesbury Road, Cambridge, UK.
- (ISO, 2006a) ISO, 2006a. *ISO 14040*, in Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. 2006: Geneva.
- (ISO, 2006b) ISO, 2006b. *ISO 14040*, in Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. 2006: Geneva.
- (Joliet, 2003) Joliet Olivier, et al., *Impact 2002+ : A new life cycle impact assessment methodology*, J. of LCA 8 (6) 324 – 330 (2003)
- (ReCiPe 2008) ReCiPe 2008 – A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, Goedkoop et al., January 2009, Netherlands
- Reinhold J, Müller G (2007) Potenziale der Kreislaufwirtschaft (Aufkommen und Qualität) aus Anlagen, die Bioabfälle und nachwachsende Rohstoffe verarbeiten
- (Köniz 2009) Carbotech AG, infraconsult: Verwertung von Grüngut in Köniz, Gemeinde Köniz, September 2009, nicht veröffentlicht
- (Ryding & Steen 1991) Ryding S.-O. and Steen B. (1991) The EPS System. A PC-based System for Development and Application of Environmental Priority Strategies in Product Design - From Cradle to Grave. IVL-report Nr B 1022 (In Swedish). IVL, Gothenburg, Sweden.
- Scherer HW, Welp G, Metker J (2008) Kompost fördert die biologische Aktivität und das Stickstoffnachlieferungsvermögen des Bodens. Getreide Magazin 1/2008:1-4
- (Schleiss) Schleiss K. und Jungbluth N. (2005): Ökobilanz zu Varianten der Grüngutentsorgung in der Stadt Zürich, nicht veröffentlicht; im Auftrag von Entsorgung und Recycling, Zürich.
- (VBBo, 2008) Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo), vom 1. Juli 1998 (Stand am 1. Juli 2008), SR 814.12

Anhang A2: Heizwert von Grüngut

Grundsätzliche Anmerkungen zum Heiz-/Brennwert:

Der Heizwert H_i (früher "unterer Heizwert" genannt) einer Substanz bezieht sich auf eine Verbrennung, bei der nur gasförmige Verbrennungsprodukte entstehen, d.h. auch gesamte Wasser der verbrannten Substanz ist verdampft. Wenn dieser Anteil an verdampftem Wasser wieder kondensiert werden kann, d.h. die zur Verdampfung benötigte Wärme wieder zurück gewonnen werden kann, so spricht man vom Brennwert H_s (früher "oberer Heizwert") eines Stoffes. Aus diesem Grund liegen die Heizwerte üblicher Brennstoffe ca. 10 % unter ihren Brennwerten.

Für Heizzwecke ist daher der Heizwert der bessere Kennwert, weil dabei der Wasserdampf im Allgemeinen aus der Anlage entweicht, und die Energie, die nötig ist, ihn zu verdampfen, verloren ist.

Bei der Verbrennung in einer KVA kann aufgrund der sauren Rauchgase meist keine vollständige Rekondensierung nach der Verbrennung durchgeführt werden. Mit verschiedenen Massnahmen kann allerdings ein Teil der Wärme aus der Verdunstung zurück gewonnen werden, weshalb neuere Anlagen zum Teil eine höhere Energieausbeute aufweisen als ältere Verbrennungsanlagen.

Zum Heizwert von Grüngut:

Der Heizwert von Grüngut ist von unterschiedlichen Faktoren wie Wassergehalt, Aschegehalt und Holzanteilen beeinflusst. Da die tatsächliche Energieausbeute von Grüngut innerhalb der KVA, neben dem Wasser- und Aschegehalt des Materials, auch von der Art der Anlagenführung sowie vom Umfang der Wärmerückgewinnung innerhalb der Anlage abhängt, ist dieser Wert Schwankungen und Unsicherheiten unterworfen.

Weil die Gutschriften für Erdöl, Erdgas und Strom bei den betrachteten Kehrlichtverbrennungsanlagen in hohem Mass vom angenommenen Heizwert (H_i) und der berechneten Energieausbeute des Grüngutes abhängen, wurde auf unterschiedlichen Wegen Abschätzungen durchgeführt. Dabei kamen sowohl empirische Formeln als Literaturwerte zur Anwendung.

Anhang A3 Tätigkeiten der Jahre 2010 – 2011

In dieser Liste sind nicht alle einzelnen Arbeiten aufgeführt, sondern nur diejenigen Arbeiten und Meilensteine, welche die relevanten Abklärungen und den Fortschritt des Projektes aufzeigen.

2010:

Zeitraum	Inhalt	Abschluss
Januar	Lektorat Studie Econcept+esu: Methode zur Bewertung der Entsorgungs- und Nutzungsverfahren von biogenen Abfällen und Hofdünger im Auftrag von BAFU und BFE sowie von Studie vom Witzenhauseninstitut: Organisches Stoffstrommanagement: Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz (FKZ 3707 33 304)	
Februar	Tagung in Augsburg: Ökoeffiziente Verwertung von Bioabfällen und Grün- gut in Bayern, informative Gespräche mit Jürgen Reinhold und Bertram Kehres, BGK, Köln	4. Feb. 10
März / April	Literatursuche zur Anrechnung von organischer Substanz	
März	Anfrage um peer review eines Forschungsartikels von B. Hermann, Utrecht "Polymer Degradation and Stability"	28.März 10
April / Mai	Ergänzung / Überarbeitung der ecoinvent-Inventare	2011
Mai	Abklärungen zum Einfluss der SM in den verschiedenen LCA Bewertungs- modellen	
Mai	Kontakte mit Kranert/Gottschall zu ihrer neuen Studie "Grünabfälle – bes- ser kompostieren oder energetisch verwerten?" - Vergleich unter den Aspekten der CO ₂ -Bilanz und der Torfsubstitution	Besprechung am 21. Sept. 10
Juni	Kurs ecoEditor 3.0 / ecoinvent 3.0	
Juni	Besuch beim bifa-Umweltinstitut Herren Kreibe + Pitschke: Diskussion wie die hohen Ressourcengutschriften begründet werden	9. Juni 10
Sommer	Abgleich und Koordination der ecoinvent-Prozesse mit ecoinvent-Centre	
Sommer	Definition von 4 Arten Grün- gut, die mit ihrer üblichen Verarbeitungsweise verglichen werden, Diskussion der Tauglichkeit	Nov
September	Arbeitsgruppenmeeting biologische Behandlungsmethoden in der ISWA mit Diskussionen über die Rolle der LCA in der Bewertung in Bruxelles mit Favoino, Gilbert et al	20.Sept. 10
September	Tagung in Bruxelles: don't waste your biowaste mit diversen Gesprächen wie Kranert, Siebert, Barth	21.Sept. 10
September	Vergleich mit verschiedenen andern Ansätzen wie EPEA, IFEU/UBA, BGK et al.	
September / Oktober	Prüfung ergänzender Bewertungsmethoden zur Beurteilung des Schwer- metalleinflusses	
Oktober	Überarbeiten Modell der Substitution von Stroh und Torf anstelle von direkter Anrechnung der Wirkungsbereiche	
November	Diskussionen zum Modell mit Rückfragen, anpassen und klären von Formu- lierungen	
Dezember	Vorstellen der Resultate in den verschiedenen Partnerprojekten und Dis- kussion der passenden Modelle	Sitzung am 16. 12. 2010

2011:Zeitraum	Inhalt	Abschluss
Januar	Diskussion mit AWEL Zürich, Lufthygiene, zu plausiblen Emissionswerten aus Kompostierung und Vergärung	
Januar	Nachbearbeitung zu Koordinationsgesprächen vom Dezember 10	
Februar	Unterlagen zur Tagung Hamburg T.R.E.N.D 1./2. Februar in Hamburg u.a. von Kehres „monetäre Bewertung von Kompost und Gärprodukten“	
Januar/ Februar	Klären der Koordinationsarbeiten zwischen Carbotech und ESU Services mit Niels Jungbluth	
März	Masterarbeit Holenstein am geografischen Institut der Universität Zürich bei Prof. Schmid, "Humusbilanzen in Schweizer landwirtschaftlichen Dau-erfeldversuchen, Validierung von Humusbilanzmodellen", betreut von H.R. Oberholzer und J. Leifeld, ART Reckenholz	
April	Überprüfen der bisherigen ecoinvent-Eingaben, Suche nach neueren Emissionsdaten, vorbereiten des Emissionsworkshops AWEL	
Mai	MARSEP-Tagung Liebefeld, Fachtagung 2011 DüngerkontrolleMARSEP- und VBBo-Ringversuche, Diskussion Düngung und Boden, Kontakte zu NABO-Verantwortlichen zu Schwermetallfrage	10.05.2011
Mai	Workshop Klimagase aus Grüngut mit Schweizer und internationalen Fachleuten im Auftrag von AWEL Zürich und BFE	26.05.2011
Juni	Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft, Arbeitsgruppe Biogas in der Landwirtschaft, Sitzung zum Zwischenstand	20.06.2011
Juli	Gespräch an der Fachhochschule NWCH mit Claude Lüscher, Bodenspezia-list zur vorgeschlagenen Umsetzung der organischen Substanz in Kompost und Gärgut	04.07.2011
August	Bearbeiten der Modellierung zur optimalen Verwertung der biogenen Abfälle (Modul 4)	
September	Präsentation der Wirkung von Kompost und Gärgut auf den Boden, im Rahmen der Kalktagung der Forschungsanstalt Grangeneuve in Domdidier	14.09.2011
Oktober	Unterstützen von Masterarbeit von Manuel Pauli, Umweltingenieurwis-senschaften an der ETH Zürich, mit dem Thema "Ökobilanzierung ver-schiedener Entsorgungssysteme biogener Abfälle" bei Prof. S. Hellweg Gespräch mit Herr Bono, Bodenschutzfachstelle Kanton BL bezüglich stofflicher Nutzung von Grüngut.	
Oktober	Abschliessen der einzelnen Module und Berichte	
November	Tagung zur Biomassenforschung im BFE, Ittigen	03.11.2011
November	Berichte erstellen und formatieren	
Dezember	Abschluss mit Schlussbericht	