SCHLUSSBERICHT

Forschungsinstitut für biologischen Landbau
Institut de recherche de l'agriculture biologique
Research Institute of Organic Agriculture
Istituto di ricerche dell'agricoltura biologica
Instituto de investigaciones para la agricultura orgánica

Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

Auswirkungen von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit:

Ökologische Bewertung der organischen Substanz

Jacques G. Fuchs, FiBL, CH-Frick
Konrad Schleiss, UmWeKo GmbH, CH-Grenchen

Im Auftrag des
Bundesamtes für Umwelt (BAFU)
CH-3003 Bern

März 2009

EXCELLENCE FOR SUSTAINABILITY

Das FiBL hat Standorte in der Schweiz, Deutschland und Österreich
FiBL offices located in Switzerland, Germany and Austria
FiBL est basé en Suisse, Allemagne et Autriche

FiBL Schweiz / Suisse
Ackerstrasse, CH-5070 Frick
Tel. +41 (0)62 865 72 72
info.suisse@fibl.org, www.fibl.org

Inhalt

Zusammenfassung **3**

1. Fragestellung **5**

2. Definitionen **5**

2.1 Organische Substanz 5

2.2 Humus 5

2.3 Dauerhumus / Nährhumus 6

2.4 Humusgehalt des Bodens 6

2.5 Corg des Bodens 6

2.6 Organische Dünger 6

3. Bestimmung der Eckwerte **7**

3.1 Charakterisierung der organischen Substanz 7

3.2 Bestimmung der ökologischen Parameter, die von organischer Substanz beeinflusst werden können 7

4. Auswirkung der verschiedenen organischen Substanzen auf die ökologischen Parameter **9**

4.1 Humusgehalt der Böden 9

4.1.1 Allgemeine Betrachtungen 9

4.1.2 Auswirkung der verschiedenen organischen Materialien auf die Humusentwicklung im Boden (Humusreproduktionsleistung) 11

4.2 Stabilität und Grösse der Bodenaggregate 13

4.3 Porenmenge und -zusammensetzung 15

4.4 Bodenerosion 17

4.4.1 Auswirkung von Kompostgaben auf die Erosionsempfindlichkeit von Böden 17

4.5 Wasserhaltekapazität 19

4.6 Pflanzenkrankheiten 21

4.7 Torfersatz 22

5. Integration der Elemente in die Ökobilanz **25**

5.1 Vorgehen zur Integration in die Ökobilanz 25

5.2 Gutschrift von organischer Substanz in Kompost und Gärgut in der Praxis 26

5.3 Vorschlag zur Integration der Elemente in die Ökobilanz 28

6. Wissenlücke **29**

7. Schlussfolgerungen **30**

8. Literaturliste **31**

Zusammenfassung

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, wo die organische Substanz vollständig mineralisiert und energetisch genutzt wird, gibt es bei Kompost und Gärgut eine Lücke: wie soll die organische Substanz bewertet werden?

Zur Bewertung der organischen Substanz in Ökobilanzen gibt es zwei grundlegend verschiedene Vorgehensweisen:

1. Einsetzen der einzelnen Effekte wie Erosionsreduktion, weniger Zugkraftbedarf, bessere Wasserhaltekapazität, weniger Krankheitsanfälligkeit etc. mit jeweils entsprechenden LCA-Modulen
2. Globales Einsetzen von Substituten, welche die Effekte möglichst gut abbilden.

Gegen die erste Vorgehensweise sprechen die lückenhafte Datenbasis, der hohe Aufwand für die einzelnen Module und die Problematik der Interaktionen zwischen einzelnen Effekten. Das globale Einsetzen gibt ein rasterartiges Bild, das die physikalischen Effekte relativ gut abbildet, aber die biologischen Effekte (z.B. Krankheitsunterdrückung) nicht vollständig abdecken kann. Der Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass man mit bestehenden Modulen arbeiten kann und diese gleichzeitig die Interaktionen nicht stören (die alternative organische Substanz wird nur einmal angewendet und erzeugt die Effekte).

Aufgrund von Machbarkeitsüberlegungen gelangt die Studie zum Schluss, dass im Moment nur das globale Einsetzen von Substituten zum Erfolg führen kann. Als Substitut werden für die landwirtschaftliche Anwendung Stroh und für die gärtnerische Anwendung Torf gewählt. 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, kann durch den dort üblichen Torf ersetzt werden. Die Mengen der Substituten werden aufgrund der Fähigkeit Humus zu reproduzieren berechnet. Ein Reifkompost kann fast viermal soviel Humus ersetzen wie frische organische Substanz in Stroh oder Gründüngung. Es wird auf viele Wissenslücken in diesem Bereich hingewiesen.

1. Fragestellung

Bei der Beurteilung von Kompost und Gärgut in einer Ökobilanz werden Nährstoffe als Dünger gutgeschrieben und Schadstoffe wie Schwermetalle als Belastung angesehen. Bisher gibt es kein passendes Modul, um die Auswirkung von organischer Substanz zu bewerten. Die Bewertung der Auswirkungen von organischer Substanz ist komplex, weil sie je nach Behandlungsart zu unterschiedlichen Endprodukten abgebaut wird:

- 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 Dauerhumus zur Verfügung.

Die Fragestellung dieses Moduls lautetete somit: **Wie können die Auswirkungen der organischen Substanz (bzw. von Komposten und Gärgut) korrekt in Ökobilanzen abgebildet werden, und mit welchen Gutschriften können sie versehen werden?**

Als Basis dieser Arbeit soll die aktuelle Bilanzierung der Kompostierung und Vergärung in der ERZ-Studie (im Auftrag der Stadt Zürich) verwendet werden. Dort wurde für den Gartenbau für die organische Substanz eine Gutschrift mit Torf verwendet, und für die Landwirtschaft eine Gutschrift mit Stroh.

2. Definitionen

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 klar definiert (Definitionen: Dr. Andreas Fliessbach, Bodenwissenschaft, FiBL CH-Frick).

2.1 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 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 Carbonaten sowie Cyaniden, Isocyaniden, Cyanaten und Isocyanaten). Viele Böden enthalten aber nicht nur organische sondern auch nicht organische (mineralische) Kohlenstoffverbindungen – besonders Carbonate.

2.2 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.

2.3 Dauerhumus / Nährhumus

Diese Begriffe haben lediglich praktischen Nutzen, sie sind aber 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 CO2 frei und in diesem Prozess werden die im Humus enthaltenen Nährstoffe ebenfalls in ihre mineralische Form überführt und wieder verfügbar für die pflanzliche Aufnahme.

2.4 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 CO2 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 Cr3+ Ionen, die bei der Oxidation des organischen Kohlenstoffs in saurem Milieu aus Kaliumdichromat K2Cr2O7 freigesetzt werden, photometrisch oder titrimetrisch bestimmt. Da diese Methode im sauren Milieu abläuft ist anorganischer Kohlenstoff nicht kritisch, aber andere oxidierbare (Fe2+, Cu2+) oder stark oxidierende mineralische Verbindungen (MnO2)können stören.

2.5 Corg des Bodens

Der Kohlenstoffgehalt des Bodens (Corg) ist die üblicherweise verwendete Grösse um die Menge organischer Substanz des Bodens anzugeben. Der Humusgehalt wird aus dem Corg-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 Corg-Gehalt wie folgt:

Humusgehalt [%] oder [mg g-1] = Ctotal – Cinorg * 1.72

2.6 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. Bestimmung der Eckwerte

3.1 Charakterisierung der organischen Substanz

Verschiedenen 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 an organischen Substanzen betrachtet (Tab. 1).

Alle diese organischen Substanzen haben nicht die gleiche Stabilität. Der Kompostierprozess illustriert diese Tatsache gut. Am Anfang der Rotte ist die organische Substanz noch ganz unstabil und wird, in Boden gegeben, relativ schnell und weitgehend abgebaut. Während des Rotteprozess wird ein Teil der organischen Substanz durch die Mikroorganismen abgebaut, der andere Teil aber neu organisiert und in stabile Formen gebracht. Somit ist die organische Substanz von Komposten umso stabiler, je weiter die Kompostrotte fortgeschritten ist. Die Stabilität der organischen Substanz beeinflusst dann natürlich die Wirkung auf den Humusgehalt im Boden (siehe Kap. 3.1.2).

Tab. 1. Arten von organischen Substanzen, die dem Ökosystem zugeführt werden.

Quelle der OS	Eigenschaften
Stroh	Frische organische Substanz, überwiegend Strukturgewebe mit grösserem Lignin- und tiefem Stickstoffgehalt
Torf	Alte organische Substanz, überwiegend Strukturgewebe mit tiefem Nährstoffgehalt, anaerob stabilisiert, wird aerob bei passender Feuchte nach Beigabe von Nährstoffen relativ schnell abgebaut
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.

3.2 Bestimmung der ökologischen Parameter, die von organischer Substanz beeinflusst werden können

Verschiedene ökologische Parameter werden von organischer Substanz beeinflusst. Diese Parameter sind sowohl allgemeiner Natur (zum Beispiel C-Senke), als auch spezifisch die Bodenfruchtbarkeit oder das Pflanzenwachstum betreffend (zum Beispiel Erosionsgefährdung,

Beeinflussung der Krankheitsresistenz). Diese Hauptparametern und deren Einfluss auf das Ökosystem sind in der Tabelle 2 dargestellt.

Die Beeinflussung dieser Faktoren durch die Zugabe von organischen Substanzen hängt einerseits von der Qualität der organischen Substanz selbst, andererseits aber auch vom Bodentyp, von den klimatischen Bedingungen und von der Bodennutzung ab.

Tab. 2. Parameter, die von Anwendung von organischer Substanz beeinflusst werden.

Parameter	Hauptbeeinflussungsfaktor seitens der organischen Substanz
Nährstoffgehalt im Boden	Mikro-und Makronährstoffgehalt der organischen Substanz
Nährstoffverfügbarkeit & -ausnutzung	Mikrobiologische Aktivität der organischen Substanz, Humusqualität und Stabilität der organischen Substanz
Schwermetalle im Boden	Schwermetallgehalt der organischen Substanz
Organische Schadstoffe im Boden	Schadstoffgehalt der organischen Substanz
Belastung Grundwasser	Schwermetall-, Schadstoff- und Nährstoffengehalte und -löslichkeiten der organischen Substanz
Erosion	Humusqualität und Stabilität der organischen Substanz
Wasserhaltekapazität, Wasserversorgung der Pflanze	Humusqualität und Stabilität der organischen Substanz, Wasserhaltekapazität, Energiebedarf zur Bodenbearbeitung
Energiebedarf zur Bodenbearbeitung	Humusqualität und Stabilität der organischen Substanz
Pflanzengesundheit	Mikro- und Makronährstoffgehalt der organischen Substanz, mikrobiologische Aktivität der organischen Substanz
Ressourcesparung	organische Substanz als Torfersatz
C-Senke	Humusqualität und Stabilität der organischen Substanz

4. Auswirkung der verschiedenen organischen Substanzen auf die ökologischen Parameter

Die hier präsentierten Fakten beruhen auf der aktuellen internationalen Literatur. In der Literatur sind relativ viele Angaben zu Mist- und Kompostanwendungen zu finden. Hingegen ist die Datenbasis zu den Auswirkungen von Gärprodukteanwendungen auf bodenphysikalische Parameter praktisch inexistent. Diesbezüglich sind mit dem heutigen Wissenstand nur Spekulationen möglich. Die meisten Ergebnisse beruhen auf ausländischen Arbeiten, da diese Fragen nur in sehr wenigen langfristigen Versuchen in der Schweiz untersucht wurden.

4.1 Humusgehalt der Böden

4.1.1 Allgemeine Betrachtungen

Dass der Humusgehalt der Böden grossen Einfluss auf ihre Fruchtbarkeit hat, ist allgemein bekannt und unbestritten. Ein Boden mit weniger als 2% Humusgehalt wird als arm, mit weniger als 1% als sehr arm bezeichnet.

In den meisten Versuchen führte die Anwendung von Kompost in der Landwirtschaft oder im Gartenbau zu einer Erhöhung des organischen Kohlenstoff-Gehaltes (Aggelides und Londra, 2000; Avnimelech et al., 1993; Bodet und Parnaudeau, 2001; Delschen und Vetterlein, 1997; Diez und Krauss, 1997; Giusquiani et al., 1995b; Hartl, 2002; Hartmann, 2002; Ibrahim und Shindo, 1999; Leifeld et al., 1998; Raupp, 2002; Sahin, 1989b). Der Anstieg der Corg-Gehalte ist meistens mit einem Anstieg des Gesamt-Stickstoffgehaltes des Bodens verknüpft (Diez und Krauss, 1997; Ibrahim und Shindo, 1999). Diese Wirkung wird jedoch meistens erst nach 2-3 Jahren Kompostgaben deutlich (Compost-Diffusion et al., 1999). Eine Zusammenstellung verschiedener Arbeiten mit Angaben zur Erhöhung der organischen Substanz im Boden nach mehrjährigen Kompost- oder Mistgaben befindet sich in Tab. 3. Über die langfristige Auswirkung von Gärgut auf die organische Substanz des Bodens gibt es bis jetzt keine Literaturangaben.

Wichtig ist aber nicht nur die absolute Veränderung des Humusgehaltes eines Boden nach der Kompostgabe, sondern der mittel- und langfristige Unterschied zwischen dem gleichen Boden mit oder ohne Kompostgabe. Bereits 1940 konnte gezeigt werden, dass die organische Substanz eines Ackerbodens deutlich abnimmt, wenn dieser nicht gedüngt ist (Stauffer et al., 1940). Andere Autoren berichten von ähnlichen Ergebnissen (Guernsey et al., 1969; Johnston, 1991). Zufuhr von organischen Düngern kann diesem Verlust an organischer Substanz entgegenwirken. Eine jährliche Gabe von 15 Tonnen Mist konnte zum Beispiel den Verlust an organischer Substanz in einer Getreide- und einer Maisfruchtfolge verhindern (Buyanovsky et al., 1997). Mäder et al. (2006) haben den Einfluss verschiedener Düngungsformen auf die Entwicklung der organischen Substanz während drei Fruchtfolgen gemessen. Nach 21 Jahren zeigte es sich, dass bei dem Verfahren mit nur mineralischer Düngung ca. 15% Verluste an organischer Substanz zu beobachten war, während nur ca. 8% Verlust in den Verfahren mit Mist gemessen wurde (Abb. 1). Keine Verminderung des Bodengehaltes an organischer Substanz konnte in den Verfahren mit Mistkompostgabe festgestellt werden (Abb.1).

In dieser Hinsicht ebenfalls sehr interessante Angaben liefert die Arbeit von Shen et al. (1996), Tab. 4). Einem humusarmen Andosol wurden während 29 Jahren jährlich verschiedene Kompostmengen beigegeben. Während dieser Zeitperiode verlor der Boden ohne

Kompostzugabe ca. 25% seines Kohlenstoffs. Durch Gaben von 20 Tonnen Kompost pro Jahr (was ungefähr 30 m^3 entspricht) konnte der Kohlenstoffgehalt im Boden konstant gehalten werden. Durch höhere Kompostgaben stieg die C-Menge im Boden (bis 50% Erhöhung bei Gaben von 80 Tonnen Kompost pro Jahr). Nach 16 Jahren wurde auf einem Teil des Versuchfeldes kein Kompost mehr gegeben. In diesen Parzellen sank die C-Menge im Boden zwar wieder, aber so langsam, dass ein höherer C-Gehalt in den Parzellen, die Kompost bekommen hatten, noch 13 Jahre nach der letzten Kompostgabe deutlich zu beobachten war.

Die zeitliche Entwicklung der organischen Substanz kann in jedem Bodentypen beobachtet werden. Sandige Böden reagieren jedoch intensiver als lehmige oder tonige, und dies sowohl in Bezug auf den Verlust an organischer Substanz bei rein mineralischer Düngung als auch in Bezug auf Humusaufbau nach Anwendung von Kompost oder Mist.

Tab. 3. Langfristiger Einfluss von Kompost- oder Mistgaben auf den organischen Substanzgehalt in Böden[1]

Literaturangabe	Versuchsdauer / Bodenart	Kompost- / Mistmenge	Veränderung der organischen Substanz im Boden	
			absolut	in % Kontrolle2
Aichberger et al., 2000	9 Jahren, mittelschweren, lehmigen Schluffboden, mit guter Nährstoff-versorgung, OS-Gehalt 1,9%	jährlich 15-40 t FS / ha(175 kg N)	Humusgehalt: +0,1%-+0,3%	Humusgehalt: +12%
Bragato et al., 1998	5 Jahre, schluffiger Lehm, 0,7% TOC	jährlich 7,5-15 Tonnen FS Klärschlamm-kompost / ha	TOC: + 0,15%	TOC: + 21 %
Jenkinson et al., 1987	140 Jahren	Mist: jährlich 35 T/ha	Corg: +39 t/ha	Corg am Anfang: 31,5 t/ha, am Ende mit Mist: 70,5 t/ha, ohne Mist 25,5 t/ha
Kjellenberg and Granstedt, 2005	33 Jahren	gerrotenes Mist , oder Kompost (ca. 4 000 kg TS / ha und Jahr	C im Boden: +10%bis +20%	C im Kontrolle 2,4%, C im Mist- / Kompostverfahren 2,6 bis 3 %
Scherer et al., 2008	45 Jahren	üblicher	C im Boden: + 0,5%	Mineralischer Variante: 1.24% C / Kompostverfahren: 1,75% C, Mistverfahren: 1,32% C

[1] Auf dieser Tabelle ist ersichtlich, dass sich die Anwendung von Mist oder Kompost positiv auf die organische Substanz im Boden aufwirkt. Je nach Literaturangabe wird dieser Effekt mit der Messung des Humusgehaltes oder des C-Gehaltes in Boden charakterisiert.
[2] Kontrolle: Verfahren ohne Mist- bzw. Kompostanwendung.

Tab. 4. Langfristiger Einfluss von Kompostgaben auf den Kohlenstoffgehalt in Böden (Shen et al., 1996)[1]

Verfahren	Gegebene Kompostmenge	C-Gehalt des Bodens [g/kg]				
		1967	1983	1987	1991	1995
Jährliche Gabe vom Kompost vom 1967 bis 1995	0	42.4	36.2	35.2	34.6	32.5
	20	42.4	41.8	41.9	42.5	41.4
	40	42.4	46.3	45.7	50.5	47.7
	80	42.4	61.9	62.1	66.4	62.1
Jährliche Gabe vom Kompost vom 1967 bis 1982	0	42.4	36.2	35.2	34.6	32.5
	20	42.4	41.0	39.4	37.3	34.3
	40	42.4	45.4	41.1	38.6	36.4
	80	42.4	60.5	53.0	48.0	41.9

[1] Versuch in einem humusarmen Andosol. Versuchsanfang in 1967.

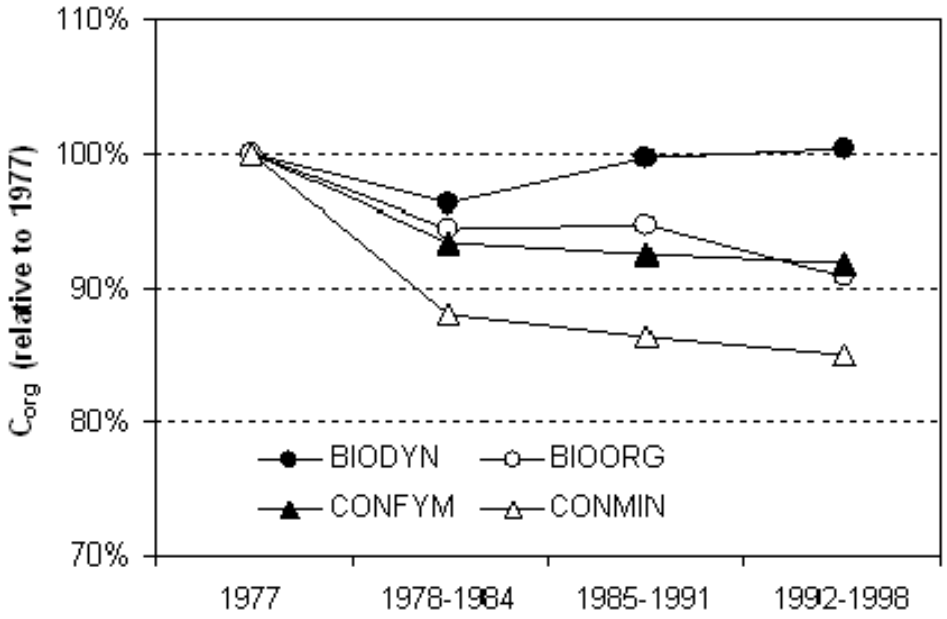

Abb. 1. Entwicklung der organischen Substanz während 21 Jahren auf einem Feld mit biologischer oder konventioneller Bewirtschaftung (aus Mäder et al. 2006).
CONMIN: nur mineralische Düngung (nach Richtlinien); CONFYM: Mist und Gülle (1,2-1,4 UGB) + mineralische Düngung (nach Richtlinien); BIOORG: angerottener Mist und Gülle (1,2-1,4 UGB); BIODYN: kompostierter Mist und Gülle (1,2-1,4 UGB)

In Bezug auf den Ertragseinfluss bringt die bodenverbessernde Wirkung der organischen Substanz bis zu 10% auf Sandböden und bis zu 5% auf Lehmböden (Körschens and Schulz 1999).

4.1.2 Auswirkung der verschiedenen organischen Materialien auf die Humusentwicklung im Boden (Humusreproduktionsleistung)

Nicht jedes organische Material beeinflusst den Humusgehalt im Boden gleich. Je nachdem wie weit eine organische Substanz schon stabilisiert ist, kann mit der gleichen Menge mehr oder weniger Dauerhumus ersetzt werden. Wie zum Beispiel in der Abbildung 2 ersichtlich ist,

werden durchschnittlich 51% des organischen Kohlenstoffs eines Fertigkompostes in Humus eingebaut, während nur 35% des organischen Kohlenstoffs eines Gärgutes zum Humusaufbau beiträgt. Entsprechende Forschungen wurden am VDLUFA-Kongress in Rostock vorgestellt (Reinhold und Körschens 2004). Somit kann die gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Düngung mit der Veröffentlichung des VDLUFA-Standpunktes „Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland“ um den Teil der Humusreproduktion im Boden erweitert werden.

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].

Nach (Reinhold and 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 (Abb. 2).

Dieser Faktor ist besonders 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 %.

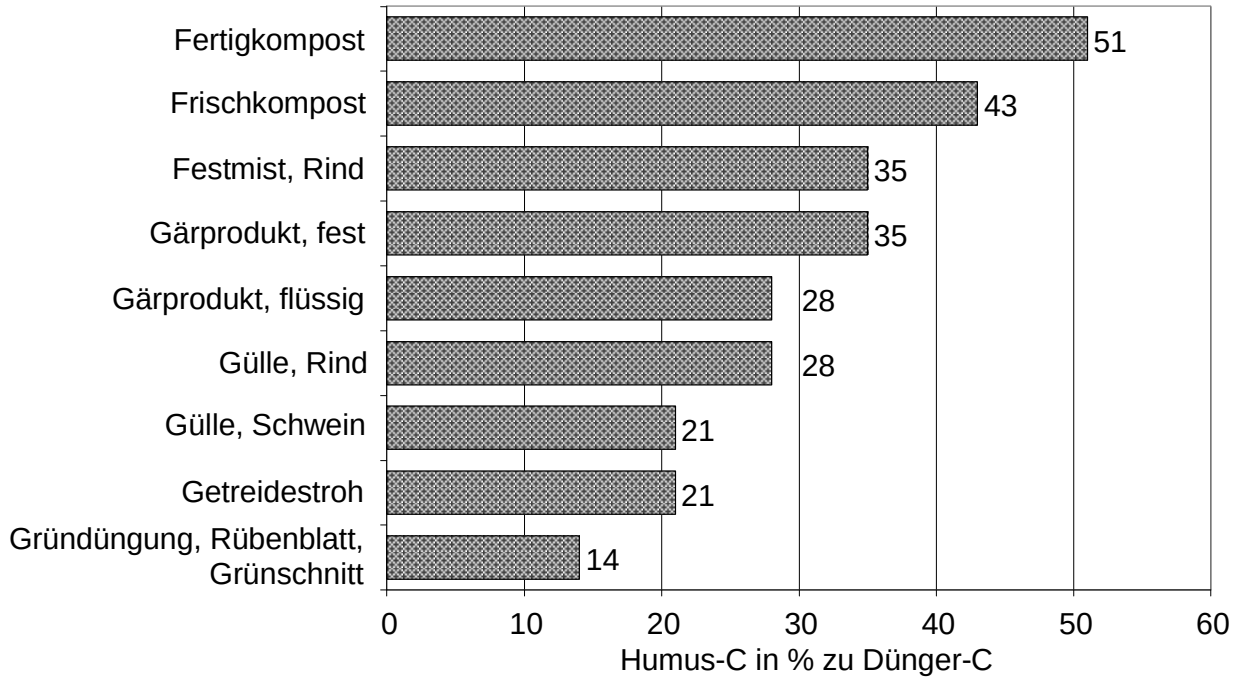

Abb. 2: Humusreproduktionswirksamkeit von organischem Kohlenstoff unterschiedlicher organischer Dünger (nach Reinhold and Müller 2007).

Als wichtiger Bestandteil dieser Betrachtung gilt auch, dass im Humus eine grosse Menge Stickstoff eingebunden wird. 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 (Abb. 3).

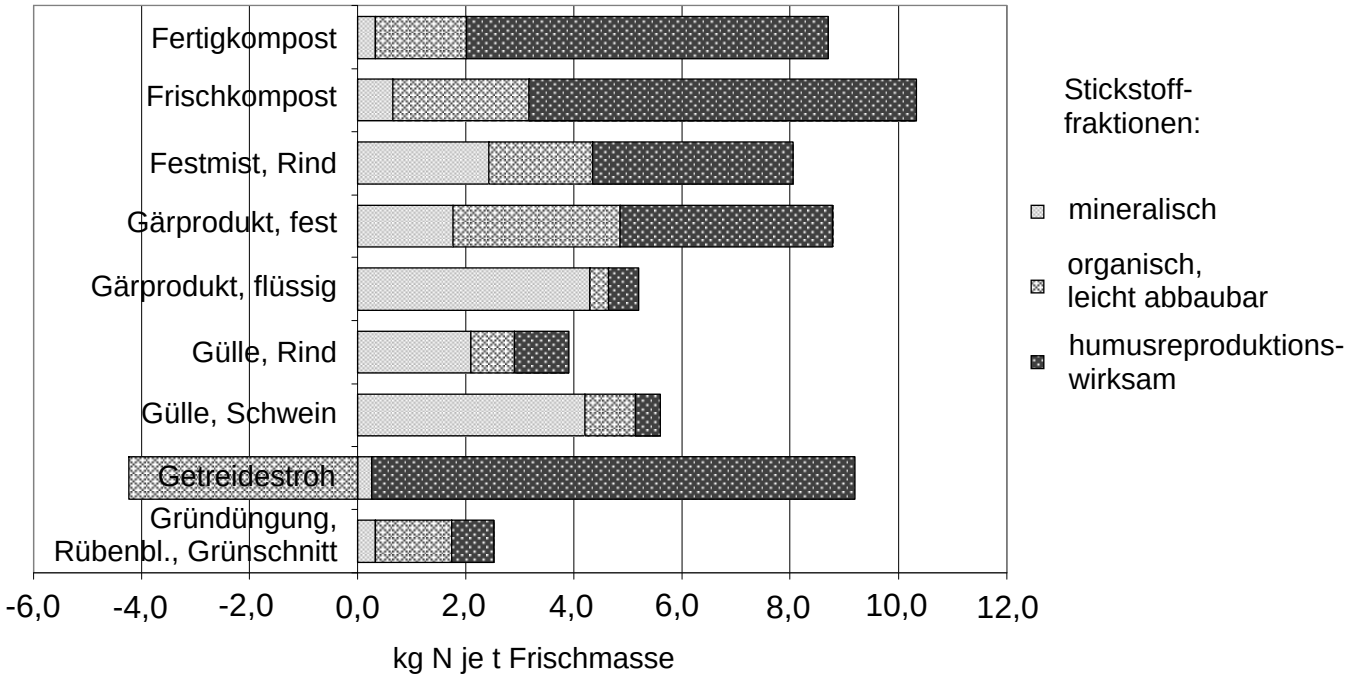

Abb. 3: Stickstoffbindungsformen unterschiedlicher organischer Dünger unterteilt in: mineralische, organisch - leicht abbaubare und humusreproduktionswirksame Fraktionen (nach Reinhold and Müller, 2007; Reinhold, 2006)

4.2 Stabilität und Grösse der Bodenaggregate

Der Einfluss von Komposten oder anderen organischen Düngern auf die Stabilität von Bodenaggregaten und auf das Porenvolumen ist oft beschrieben worden. (Mbagwu, 1989) konnte in Laborversuchen eine ca. 15%ige Verminderung der Bodendichte und eine 30%ige Erhöhung der Grobporen beobachten. Aber auch im Feld konnten solche Beobachtungen gemacht werden. In einem sandigen Boden wurde sechs Monate nach der Zugabe von 40 Tonnen Kompost pro Hektar eine mehr als 50%ige Erhöhung der Krümel grösser als 1 mm Durchmesser (von 14.3 zu 22.2%) gemessen (de Leon-Gonzalez et al., 2000); diese Krümel waren jedoch nicht so stabil, da die Trockenheit die Aktivität der Mikroorganismen störte. Auch in schweren Böden konnte eine Erhöhung der Aggregatgrösse beobachtet werden (Ibrahim and Shindo, 1999).

Die positive Wirkung von Komposten auf die Grösse und die Stabilität der Boden¬aggregate beruht jedoch nicht nur auf der Zunahme der organischen Bodensubstanz, sondern auch auf der Erhöhung des pH-Wertes und des Calcium-Gehaltes, sowie auf einer grösseren mikrobiellen Biomasse und Aktivität (Gerzabek et al., 1995). Wie von der summarischen Zusammenstellung der Einflüsse von Komposten auf die Aggregatstabilität und die Bodendichte (Tab. 3) zu entnehmen ist, wirkt die Kompostgabe in der Regel schon relativ kurzfristig auf die Aggregatstabilität.Diese Effekte halten bei fortdauernder Kompostgabe an. Die Qualität der

organischen Substanz, die in den Boden gegeben wird, beeinflusst ebenfalls die Effizienz der Erhöhung der Aggregatstabilität. So konnten sowohl (Hartmann 2002) wie (Petersen et al. 1996) beobachten, dass „Reif¬kompost“ gegenüber „Frischkompost“ zu einer deutlichen Erhöhung der Aggregat¬stabilität beitrug.

Die Aggregatstabilität, ermittelt als Perkolationsstabilität der Bodenpartikel, wurde von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) im Rahmen eines grösseren Projektes („Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft- Ergebnisse eines mehrjährigen DBU-Projektes“, (Timmermann et al. 2003)) in den Jahren 2000 und 2002 untersucht. Im Überblick werden in Abbildung 4 exemplarisch die relativen Änderungen der Aggregatstabilität 2002 als Summe der Komposteffekte im Vergleich zur Kontrollvariante ohne Kompost (K0) gezeigt. Kennzeichnend für alle Standorte außer Weierbach sind relativ hohe Schwankungs¬breiten der Mittelwerte, insbesondere bei den Kontrollvarianten. Unter Berücksichtigung dessen und der Ergebnisse des Jahres 2000 ergibt sich folgendes Bild:

Ein eindeutiger Trend zu einer Erhöhung der Aggregatstabilität bei Kompostanwendung ist für den Standort Weierbach ersichtlich (Abb. 4). Der Anstieg erfolgt 2002 und 2000 linear zur Kompoststufe: Bei insgesamt relativ niedrigen Schwankungen beträgt der Stabilitätsunterschied bis zu 44 % bei einer Schwankung von 28 % für die Variante K3 = 20 t/ha TM. Einen deutlichen Anstieg weisen auch die Standorte Pforzheim und Stockach auf. Bei einer hohen Schwankung beträgt die Aggregatstabilität des Standortes Pforzheim für die Kompoststufe K3 = 20 t/ha TM 123 % bei einer Abweichung von 75 %. 2000 ist bei hohen Schwankungen ebenfalls ein deutlicher Anstieg der Aggregatstabilität der Kompoststufe K2 = 10 t/ha TM gegenüber der Kontrolle vorhanden. Der Standort Stockach tendiert 2002 genau wie 2000 zu einer Erhöhung der Aggregatstabilität nach Kompostgabe (um bis zu 28 % bei 14 % Schwankung für die Kompoststufe K2 = 10 t/ha TM). Einen geringeren, ungesicherten, aber linearen Anstieg der Aggregatstabilität zeigen die Ergebnisse der Jahre 2002 und 2000 für den Standort Ellwangen (17 % gegenüber der Kontrollvariante). Die Aggregatstabilität des Standortes Heidenheim zeigt sich im Wesentlichen unbeeinflusst von der Kompostgabe, da der leichte Anstieg für die Kompoststufe K3 im Jahr 2002 und der leichte Rückgang im Jahr 2000 in der Schwankungsbreite der Vergleichsmessungen untergeht. Ein leichter Rückgang der Aggregatstabilität für die Jahre 2002 und 2000 deutet sich für den Standort Forchheim an. Jedoch sind die Aggregate ohnehin sehr erosionsstabil, was die Absolutmessungen zeigen. Sie liegen im Durchschnitt um zwei Zehnerpotenzen über der Aggregatstabilität der anderen Standorte.

Zusammengefasst betrachtet hat die Kompostanwendung allgemein einen positiven stabilisierenden Einfluss auf die Aggregatstabilität der Bodenaggregate. Die deutlichste positive Korrelation zeigt der Standort Weierbach. Aber auch für die Standorte Pforzheim, Stockach und in geringerem Maße Ellwangen konnten positive Einflüsse auf die Aggregatstabilität beobachtet werden. Unbeeinflusst zeigt sich der Standort Heidenheim, während Forchheim einen Trend zu einem leichten Rückgang bei insgesamt sehr hohen Perkolationsraten aufweist (Abb. 4).

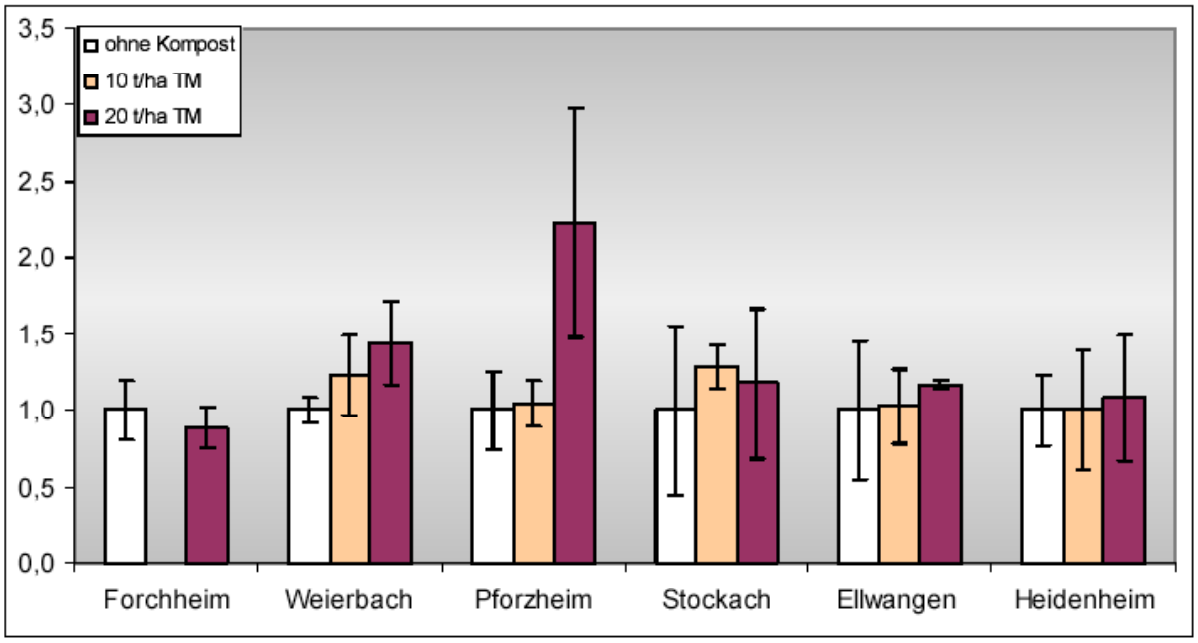

Abb. 4. Relative Änderung der Aggregatstabilität (Variantenmittel) aller Standorte im Jahr 2002 (Stufe ohne Kompost K0 = 1) aus Timmermann et al. (2003)

Langfristige Versuche über den Einfluss von Kompostanwendungen auf die physikalischen Eigenschaften eines Bodens gibt es eigentlich nicht. Verschiedene Arbeiten diesbezüglich wurden jedoch im Ausland durchgeführt. Die Ergebnisse davon sind in der Tabelle 5 zusammengefasst. Dort ist ersichtlich, dass die Aggregatstabilität der Böden in den meisten Versuchen mittel bis stark verbessert wurden.

4.3 Porenmenge und -zusammensetzung

Mit der Stabilisierung der Bodenaggregate und der Verbesserung des Bodengefüges sind in der Regel auch eine Erhöhung des Porenvolumens und eine Verminderung der Bodendichte verbunden (Tab. 5). Entscheidend für die Wasserinfiltration im Boden ist jedoch nicht das gesamte Porenvolumen, sondern die Porenverteilung. Diesbezüglich haben verschiedene Arbeiten gezeigt, dass die Zugabe von Komposten sich vor allem auf Grobporen auswirkt (Sahin, 1989; de Leon-Gonzalez et al., 2000; Mbagwu, 1989). Ein ähnliches Ergebnis bekamen Ebertseder und Gutser (2003) nach drei und nach 22 Versuchsjahren. Besonders interessant ist dabei, dass die mit Kompost gedüngten Böden nicht nur mehr Grobporen zeigten, sondern dass die Wasserinfiltration in diesen Böden ebenfalls deutlich erhöht wurde.

Eine summarische Darstellung der Versuchsergebnisse zur Kompostwirkung auf Bodenstruktur, Aggregatstabilität und Gefüge findet man ebenfalls in Amlinger et al. (2006).

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).

Tab. 5. Einfuss der Kompostanwendung auf die Veränderung der Aggregatstabilität, der Bodendichte und des Porenvolumens in Feld-, Gefäss- und Laborversuchen (aus Mayer, 2004).

Versuchsdauer	Veränderung			Quelle
	Aggregat-stabilität	Bodendichte	Poren-volumen	
bis 3 Jahre	++			Bazzoffi et al., 1998; Fortun and Fortun, 1996; Kahle and Belau, 1998; Steffens et al., 1996
	++	(-) (Tendenz)	+	Asche, 1997; Asche, et al. 1994
		0	0	Kremer, 2001
		- (Reduktion der Bodendichte von 10% nach einer Gerstesaison bei 100 t/ha Kompost, nur tendenziell bei 25 und 50 t Kompost / ha)		Courtney and Mullen, 2008
			++ (lehmiger Boden)	Pagliai et al., 2004
		(-) (Tendenz)	(-) (Tendenz)	Evanylo and Sherony, 2002
4 – 10 Jahre	++ (Tonböden) 0 (Sandböden)	- (Tonböden) 0 (Sandböden)		Timmermann et al., 1999
	++ (leichter Bo.) 0 (schwerer Bo.)	0 (leichter Boden) - (schwerer Bo.)	+ (leichter Boden) ++(schwerer Bo.)	Hartmann, 2003
		--	+	Giusquiani et al., 1995
	++		++	Pinamonti et al., 1996
	++			Roldan et al., 1996
	+			Albiach et al., 2001
> 10 Jahre	++	-	+	Ebertseder, 1997
	++		+	Sahin, 1989
	+			Petersen and Stöppler-Zimmer, 1999
Reviews	++	--	++	Gutser and Ebertseder 2002; Stratton et al. 1998

++ Erhöhung / Zunahme; + geringe Erhöhung / Zunahme; 0 kein Effekt; - geringe Verschlechterung / Abnahme; -- Verschlechterung / Abnahme

4.4 Bodenerosion

Prinzipiell gibt es zwei Bodenerosionstypen: die wind- und die wasserverursachte Erosion. Da die Winderosion in der Schweiz eine untergeordnete Rolle spielt, konzentrieren wir uns in diesem Kapitel auf die Beeinflussung der Wassererosion durch Zugabe von organischen Substanzen.

Die Wirkung der organischen Substanz auf die Bodenerosion beruht vor allem auf der Stabilisierung der Bodenaggregate und der Veränderung des Porenvolumens der Grobporen.

4.4.1 Auswirkung von Kompostgaben auf die Erosionsempfindlichkeit von Böden

Relativ wenige Arbeiten befassen sich mit einer genauen Ermittlung der Erosionsverminderung durch Kompostgaben. In Bezug auf Winderosion sind die Ergebnisse von (Hartmann, 2002) besonders interessant. In vierjährigen Versuchen hat er die Auswirkung von Komposten auf bodenphysikalische Parameter in drei verschiedenen Bodentypen untersucht. Er konnte dabei klar zeigen, dass Kompostgaben eine signifikante Reduktion der Winderosion zur Folge haben (Tab. 6). Ähnliche Ergebnisse bekam (De Vos, 1996); dieser Autor konnte beobachten, dass die Winderosion auf einen sandigen Boden ohne Kompostgabe schon bei einer Windgeschwindigkeit von 6 [m/s] (was 4 Beaufort entspricht) beginnt, während sie auf dem gleichen Boden mit einer Kompostgabe von 5,6 Tonnen TS pro Hektar erst bei einer Windgeschwindigkeit von 12 bis 14 [m/s] (6-7 Beaufort) beginnt.

(Ballif, 1989; Ballif and Herre, 1988) konnten zeigen, dass ein Mulching der Reben mit Müllkompost das Abfließen von Wasser verhindern konnte. Dies hat aber mit der Veränderung der Bodenstruktur wenig zu tun. Genauere Versuche wurden durch (Bazzoffi et al., 1998) durchgeführt, allerdings ebenfalls mit fremdstoffreichen Müllkompost. Durch die Zugabe von ca. 60 Tonnen Kompost pro Hektar (Rekultivierungs¬menge) hatte er während diesen drei Jahren, gemäss seinen Beobachtungen, eine signifikante Reduktion des Abflusses und der durch Wasser verursachten Erosion messen können (Tab. 7). Ähnliche Beobachtungen machten (Ojeda et al. 2003). Mit Zugaben von 10 Tonnen TS Klärschlamm pro Hektar konnten sie in Feldversuchen eine Halbierung der durch Wassererosion verursachten Bodenverluste beobachten, und dies sowohl in einem sandigen als auch in einem tonigen Boden. Allerdings war die Wirkung im tonigen Boden stärker, so dass in diesem Boden allgemein ca. achtmal mehr Bodenerosion zu beobachten war.

Verschiedene Faktoren beeinflussen die Auswirkung von organischer Substanz auf die Erosionempfindlichkeit eines Bodens. (Tejada and Gonzalez, 2006) haben zum Beispiel gezeigt, dass die Zugabe einer für Mikroorganismen leicht verfügbaren organischen Substanz wie Vinasse keine Verminderung der Erosionsanfälligkeit eines Bodens zur Folge hatte, im Gegensatz zu Kompost. In einem fünfjährigen Feldversuch konnten diese Autoren dazu noch zeigen, dass die relative Verminderung der Bodenverluste einerseits von der Grösse der Kompostgaben, anderseits auch von der Zeit abhängt. Somit steigt die Wirkung der Kompostbehandlungen in den ersten fünf Jahren (Tab. 8). Die Wirkung der Kompostgaben zeigt sich sehr effizient bei Regenintensität von bis 60 mm/h, während bei 140 mm/h Regen die Bodenverlust¬verminderung schon nach 15 Minuten deutlich abnimmt (Tab. 8). Solche intensiven und langdauernden Regenfälle kommen jedoch unter unseren meteorologischen Bedingungen kaum vor.

Tab. 6. Einfuss von Kompostgaben auf die potentiellen Winderosion in zwei verschiedenen Bodentypen (aus Hartmann, 2002)[1].

Bodentyp	Ausgewehtes Bodenmaterial [t/ha] bei einer Windgeschwindigkeit von ca. 20-25 m/s und einem fünfminütigen Windereignis (Durchschnitt der Jahre 1998 bis 2000)			
	ohne Kompost	mit mineralischer PK-Düngung	30 m^3 Kompost	60 m^3 Kompost
Podsol				
20 mm gesiebter Kompost	6,3	5,3	3,4	2,4
40 mm gesiebter Kompost			4,1	2,9
Parabraunerde				
20 mm gesiebter Kompost	1,7	1,5	1,1	0,8
40 mm gesiebter Kompost			0,9	0,7

[1] Messungen in einem Windkanal, der die Verhältnisse auf dem Feld bei vegetationsfreiem, lufttrockenem Boden simuliert

Tab. 7. Einfuss von Kompostgaben[1] auf den Wasserabfluss und die Erosion auf einem lehmigen Boden (aus Bazzoffi et al., 1998).

Zeitspanne	ausser Vegetationsperiode		Vegetationsperiode	
	ohne Kompost	mit Kompost	ohne Kompost	mit Kompost
1. Versuchsjahr				
Wasserabfluss [m^3/ha]	67.8	54,7	345.4	337,4
Erosion [t/ha]	0.95	0,61	4,91	2,5
2. Versuchsjahr				
Wasserabfluss [m^3/ha]	772,2	372,8	63,9	52,8
Erosion [t/ha]	1,52	0,7	1,58	1,74
3. Versuchsjahr				
Wasserabfluss [m^3/ha]	1254,6	991,6	738,3	543,4
Erosion [t/ha]	3,97	3,74	3,66	2,15

[1] Kompostgabe (64 [t TS /ha] nur im ersten Versuchsjahr

4.5 Wasserhaltekapazität

Die Wasserhaltekapazität eines Bodens, oder genauer gesagt die nutzbare Feldkapazität, ist ein wichtiger Faktor für die Pflanzenproduktion. Durch eine verbesserte Wasserhaltekapazität leiden die Pflanzen weniger an Trockenstress in Wassermangelperioden. Somit entstehen weniger Ertragseinbussen durch Trockenheit, oder es kann bei der Feldbewässerung gespart werden.

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. Die positiven Wirkungen der organischen Substanzen auf diese Poren sind schon im Kapitel 3.3 beschrieben. Neben diesem 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.

Diese Ergebnisse sind durch andere Autoren bestätigt, die bei verschiedenen Böden mit unterschiedenen Kompostgaben nach ein bis mehreren Jahren Steigerung der Feldkapazität beobachtet haben (Aggelides und Londra, 2000; Hartmann, 2002; Mbagwu, 1989; Pinamonti, 1998; Serra et al., 1996; Stolt et al., 2001). In mehrjährigen Demonstrationsversuchen „Essais-vitrines“, die in den neunziger Jahren im Waadtland durchgeführt wurden, ist nach einigen Jahren Kompostanwendung eine durchschnittliche Erhöhung von 8% der verfügbaren Wasserhaltekapazität gemessen worden (Compost-Diffusion et al., 1999). Auch (Carter et al., 2004) beobachtete in einem mehrjährigen Versuch eine Erhöhung der Wasserhaltekapazität des Bodens von 15% durch Kompostbeigaben. Diese Autoren brachten die daraus resultierende verbesserte Wasserversorgung der Kartoffelpflanzen als Hauptfaktor des signifikanten Mehrertrages von über 6% in den Kompostparzellen.

Die Wirkung von Komposten auf die Wasserhaltekapazität eines Bodens scheint speziell in sandigen Böden von höherer Bedeutung als in tonigen Böden. Die Wasserhaltekapazität eines sandigen Bodens erhöhte sich von 19,9 % auf 24,6% mit Zugabe von 10% Kompost im Topfsubstrat. Dank dieser Massnahme konnten alle Tomatenpflanzen einen Testwasserstress überleben, während bei der Kontrolle 83% der Tomatenpflanzen starben (Eyras et al., 1998). In Feldversuchen konnten (Gagnon et al., 1998) eine signifikante Erhöhung von 3-5 % der Wasserhaltekapazität durch Kompostgaben von 10 bis 20 Tonnen TS in einem sandigen Boden feststellen, währenddem keine signifikanten Unterschiede in einem tonigen Boden beobachtet werden konnten. Diese Ergebnisse wurden durch die Resultate von (Shiralipour et al., 1996) bestätigt. Diese Autoren haben klar zeigen können, dass die Auswirkung von Komposten auf die Wasserhaltekapazität der Böden in leichteren Böden grösser ist als in schwereren Böden (Tab. 9).

Tab. 8. Einfuss von Kompostgaben auf die Wassererosion in Relation zur Regenintensität während einem mehrjährigen Feldversuch aus (Tejada and Gonzalez 2006)

	Kumulativer Bodenverlust bei 60 mm/h Regen				Kumulativer Bodenverlust bei 140 mm/h Regen			
	Bodenverlust in Kontrollparzelle	Bodenverlust in Parzellen mit jährlicher Kompostgabe von			Bodenverlust in Kontrollparzelle	Bodenverlust in Parzellen mit jährlicher Kompostgabe von		
		5 t FS/ha	15 t FS/ha	30 t FS/ha		5 t FS/ha	15 t FS/ha	30 t FS/ha
	kg/ha	% von Kontrolle	% von Kontrolle	% von Kontrolle	kg/ha	% von Kontrolle	% von Kontrolle	% von Kontrolle
1998								
5 min	28	89.3	82.1	75.0	64	98.4	93.8	90.6
15 min	60	111.7	103.3	95.0	155	98.1	95.5	91.6
30 min	147	95.2	89.8	82.3	415	98.8	96.9	95.4
45 min	220	95.9	93.6	88.6	637	99.7	98.9	98.3
1999								
5 min	30	80.0	66.7	60.0	67	86.6	82.1	76.1
15 min	68	89.7	82.4	75.0	160	88.1	85.6	83.8
30 min	163	78.5	74.8	68.1	435	89.7	88.7	87.4
45 min	218	94.5	91.3	86.7	649	96.9	95.8	95.1
2000								
5 min	25	84.0	76.0	68.0	59	91.5	84.7	79.7
15 min	74	79.7	70.3	63.5	172	79.1	75.6	73.8
30 min	136	91.2	86.0	77.9	428	90.2	88.8	87.9
45 min	232	86.2	82.8	78.0	633	98.7	97.3	96.4
2001								
5 min	30	63.3	56.7	46.7	65	76.9	72.3	67.7
15 min	55	98.2	87.3	78.2	164	81.1	76.8	73.8
30 min	168	70.8	65.5	57.7	422	90.3	89.1	87.7
45 min	230	83.9	78.3	72.6	640	97.0	95.2	93.8
2002								
5 min	39	41.0	35.9	28.2	72	65.3	61.1	56.9
15 min	85	57.6	49.4	42.4	179	72.1	68.2	65.4
30 min	194	56.2	50.0	41.8	450	83.1	82.2	81.1
45 min	238	76.9	71.0	63.9	644	95.8	93.2	91.6

Tab. 9. Einfuss von Kompostgaben auf die Wasserhaltekapazität verschiedener Erden (aus Shiralipour et al., 1996) [1]

	Kompostmenge (Tonnen TS / ha)			
	0	37	74	148
Bodentyp	Wasserhalte-kapazität [%]	Veränderung der Wasserhaltekapazität in % von Verfahren ohne Kompost		
sandig-lehmig	31	+9,7%	+12,9%	+16,1%
lehmig	34	+5,9%	+11,8%	+14,7
tonhaltig	39	+2,6%	+2,6%	+5,1%

[1]: Topfversuch; Kompost aus Mist und Grüngut

Es ist wichtig zu bemerken, dass sich die positiven Effekte von Komposten auf die Wasserhaltekapazität von Böden erst nach einiger Zeit einzustellen scheint. Dies zeigen kurzfristige Studien, in welchen diese Effekte noch nicht ausgeprägt sind (Avnimelech et al., 1993; Compost-Diffusion et al., 1999; Kahle and Belau, 1998).

4.6 Pflanzenkrankheiten

Die positive Wirkung von Komposten auf die Pflanzengesundheit ist allgemein bekannt (Fuchs et al., 2004; Hoitink et al., 1993; Hoitink et al., 1997; Termorshuizen et al., 2006). Die Wirtschaftlichkeit dieser Wirkung ist aber meistens nicht klar quantifiziert worden. Dazu kommt, dass die Form der Wirkung je nach Kultur verschiedentlich sein kann. So ist die Interpretation der Ergebnisse beispielsweise bei einem Zierrasen oder einer Blumenproduktion anders als bei einer Getreide- oder Kartoffelkultur vorzunehmen.

Verschiedene Autoren haben den Einfluss der Komposte auf die biologische Bodenaktivität untersucht (Fuchs et al., 2008; Kupper und Fuchs, 2007; Scherer et al., 2008; Shindo und Shojaku, 1999). Dies könnte eine Möglichkeit sein, den Einfluss von Komposten auf das Krankheitsrisiko indirekt zu evaluieren (van Os und van Ginkel, 2001).

Relativ wenige Versuche bewerten jedoch die Auswirkung von Kompostgaben auf durch Pathogene verursachte Ertrageinbussen im Feld, und zurzeit existieren keine solchen Angaben in Bezug auf die Anwendung von Gärprodukte. (LaMondia et al., 1999) berichteten von einer deutlichen Erhöhung der vermarktbaren Kartoffeln in infizierten Böden (Tab. 9). Vor allem bei grossem Krankheitsdruck beobachteten (Carrera et al., 2007) einen deutlichen Mehrertrag in den Parzellen mit Kompostgaben (Tab. 10). Dieser Mehrertrag war von der Höhe der Kompostgabe abhängig, er lag um 30% höher bei Kompostgaben von 5 Tonnen pro Hektar und um 60% höher bei 20 Tonnen Kompost pro Hektar.

(Malandraki et al., 2008) beobachtete auch bei Auberginen eine Reduktion der Symptome, verursacht durch Verticillium dahliae; dies wirkte sich jedoch nicht auf den Pflanzenertrag aus, möglicherweise weil der Krankheitsdruck nicht so hoch war und somit der Ertrag auch bei den Kontrollverfahren kaum durch die Krankheitsinzidenz reduziert war.

In einem relativ schweren Boden konnten (Tilston et al., 2005) mit Kompostgaben die Inzidenz der Schwarzbeinigkeit von Weizen reduzieren und dadurch den Ertrag um eine Tonne pro Hektar erhöhen. Dies wurde jedoch erst mit hohen Kompostgaben erreicht (100 Tonnen pro Hektar), und dieser positive Effekt auf den Ertrag war im zweiten Jahr nach der Kompostgabe nicht mehr zu beobachten.

Bei Kartoffeln konnten (Schulte-Geldermann et al., 2008) dank Kompostgaben Mehrerträge an vermarktbaren Kartoffeln, je nach Krankheitsdruck, zwischen 13% und 40% beobachten.

In Substraten haben verschiedene Arbeiten die Effizienz von Komposten als Schutz der Pflanzen vor Krankheiten gezeigt (Fuchs, 2002; Hoitink et al., 1991; van der Gaag et al., 2007; Veeken et al., 2005).

Leider gibt es bis jetzt kaum Arbeiten, die den Einfluss im Feld von Gärgut auf die Pflanzengesundheit untersucht. (Fuchs et al., 2008) haben in zwei Maisversuch jedoch zeigen können, dass Gärgut die biologische Aktivität von zwei Böden ähnlich wie Kompost erhöht hat. In diesen einjährigen Versuchen konnte aber weder durch Komposte noch durch Gärgut eine Beeinflussung der Pflanzengesundheit beobachtet werden. In Topfversuchen ist hingegen eine Schutzwirkung von Gärgut zum Beispiel gegen die Auflaufkrankheit belegt worden (Fuchs et al., 2008).

4.7 Torfersatz

Im Substratbereich ist es ohne weiteres möglich, zwischen 40% und 60% Torf durch ausgewählten Kompost zu ersetzen (Beeson, 1996; Hashemimajd et al., 2004; Moldes et al., 2006; Pinamonti and Centemero, 1997). Neben dem Vorteil, dass man grössere Mengen an Torf sparen kann, beobachtet man allgemein, dass die Pflanzen in Kompostsubstraten deutlich weniger krankheitsanfällig sind und somit auch Pestizide eingespart werden können (Aldahmani et al., 2005; Boehm und Hoitink, 1992; Hoitink, 2003; Hoitink et al., 1991; Hoitink et al., 2006; Tuitert et al., 1998).

Jedes Jahr werden in der Grössenordnung von 120'000 Tonnen Torf in die Schweiz importiert (WSL 2004: www.waldschutz.ch/lm/publications/series/jbericht/jb04/JB_04_d_6_Moore.pdf). Wenn Teile davon ersetzt werden können, gibt es grosse Einsparmöglichkeiten an fossilen Rohstoffen.

Tab. 10. Einfluss von Komposten auf die Krankheitsentwicklung von verschiedenen Pflanzenkrankheiten in Feldversuchen

Literaturangabe	Kompostart (Angaben der Autoren)	angewandte Kompostmenge	Pflanzen / Pathogen	Ergebnis
Boulter et al. 2002	Reifkompost aus Mist und Rinde	5 bzw, 10 Tonnen pro Hektar	Rasen / *Microdochium (Fusarium) nivale* & *Typhula ishikariensis*	Beide Komposte haben mit beiden Anwendungsmengen die Krankheitsinzidenz reduziert, mit 10 Tonnen / ha keinen Unterschied mit Fungizidkontrolle (Quintozene, 31.8 kg/ha)
LaMondia et al. 1999	Champignonkompost oder Stroh	15 Tonnen/Hektar	Kartoffeln / Verticillium dahliae & Pratylenchus penetrans	Stroh hatte kein Einfluss auf ernte. Kompost: +60% - 138% verkaufbare Kartoffeln
Carrera et al. 2007	Mist-/Laubkompost	5, 10 und 20 Tonnen / Hektar	Tomaten, Blattkrankheiten	2000 mit wenig Krankheitsdruck: +14% Tomatenertrag mit 20 t/ha, keine Ertragserhöhung mit kleineren Kompostgaben; 2001 mit hoher Krankheitsdruck: +30% - +60% Mehrertrag für 5-20 t/ha
Schulte-Geldermann et al. 2008	Reifkompost	5 t TS/ha	Kartoffeln Rhizoctonia	je nach Krankheitsdruck: + 13% bis + 40% mehr verkaufbare Kartoffeln

5. Integration der Elemente in die Ökobilanz

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. In physikalische Effekte (Humusaufbau, Bodenstrukturverbesserung, Wasser- und Lufthaushalt etc.
2. In 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 folgendermassen lauten: Kompost- und Gärgutzugaben bringen, dank der Unterdrückung von Krankheiten und der Aktivierung von anderen mikrobiologischen Aktivitäten, einen mittleren Mehrertrag von 5 bis15 %. Mit Gaben von 30 m^3 Kompost pro Jahr und Hektar könnte somit eine Produktionsfläche von 5 bis 15 % eingespart werden. Pro m^3 Kompost könnten somit die Produktionskosten von 0.16 bis 0.5 Aren gut geschrieben werden. Die Angaben dazu sind jedoch wenig einheitlich und die Datenbasis ziemlich schmal. Als Folge wurde nach einem anderen Lösungsansatz gesucht.

5.1 Vorgehen zur Integration in die Ökobilanz

Zur Integration gibt es zwei hauptsächliche Vorgehensweisen:

1. Einsetzen der einzelnen Effekte mit jeweils zusätzlichen LCA-Modulen
2. Globales Einsetzen von Substituten, welche die Effekte möglichst gut abbilden.

Gegen die erste Vorgehensweise sprechen die lückenhafte Datenbasis, der hohe Aufwand für die einzelnen Module und die Problematik der Interaktionen zwischen einzelnen Effekten. Ein Beispiel: Mit einer besseren Struktur geht ein besserer Luft- und Wasserhaushalt mit einer geringeren Erosionsanfälligkeit einher. Wie sind die einzelnen Punkte korrekt zu gewichten?
Das globale Einsetzen gibt ein rasterartiges Bild, das die physikalischen Effekte relativ gut abbildet, aber die biologischen Effekte (z.B. Krankheitsunterdrückung) nicht vollständig abdecken kann. Der Vorteil dieses Ansatzes besteht darin, dass man mit bestehenden Modulen arbeiten kann und diese gleichzeitig die Interaktionen nicht stören (die alternative organische Substanz wird nur einmal angewendet und erzeugt die Effekte).

Das Ziel besteht darin, eine zahlenmässig nachvollziehbare Anrechnung der organischen Substanz in die ökologische Buchhaltung vorzuschlagen. Die einzelnen Punkte, wie bessere Wasserrückhaltekapazität, Erosionsschutz oder Krank¬heits¬unterdrückung, sind allein fast nicht abzubilden, weil ihre Wirkungen nur unter den spezifischen Umständen wie Trockenheit, Grossregenereignis oder spezielle Pflanzen-Krankheitserregersituation relevant sind. Als universelles Kriterium zu diesen Eigenschaften bietet sich das Einbringen von alternativer organischer Substanz an. In landwirtschaftlichen Ackerkulturen wird etwa Stroh eingebracht, in gärtnerischen Kulturen werden jährlich rund eine Million Kubikmeter Torf eingesetzt. Unter der Bedingung, dass es eine sinnvolle Korrelation zwischen der Menge an Kompost-C oder Gärgut-C mit Stroh-C und Torf-C gibt, scheint der Ansatz machbar. Stroh wird in grösseren Mengen nach der Getreideernte zur Erhöhung der Boden-OS in den Boden eingearbeitet. Daher stammen die Beispiele aus der Praxis. Mit der Einbringung von Stroh oder Torf ist auch der C-Sink über die Jahre abgebildet.

5.2 Gutschrift von organischer Substanz in Kompost und Gärgut in der Praxis

Gemäss Kapitel 2.1 gibt es verschiedene Qualitäten an organischer Substanz. 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 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 veratmet, 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 anteilig assimiliert werden.

Pro Jahr können im Fall von Reifkompost maximal 50% des Kohlenstoffs zur Humuserhöhung eingesetzt werden. Weil zusätzlich auch Humus mit einer Halbwertszeit von 70 Jahren abgebaut wird, führt das zu einer reduzierten C-sink-Wirkung. Nach den üblichen 100 Jahren, die für die Klimarelevanz üblicherweise gelten, bleiben von den 5 kg C noch rund 1,5 kg C, das wir als klimarelevant einsetzen können. Allerdings ist es eine Frage der Abgrenzungen, ob dieser C-sink noch zusätzlich bewertet wird. Mit dem Einrechnen der Zufuhr der organischen Substanz wurde ja dieser C-sink erst ermöglicht. Das angesammelte C-Kapital dann nochmals zu bewerten, scheint etwas komisch.

Ähnlich der Substitution von fossilen Energieträgern bei der Erzeugung von erneuerbarer Energie können beim Ersatz von andern fossilen Stoffen wie Torf mit erneuerbaren Stoffen wie Kompost und Gärgut fossile Ressourcen geschont werden. Damit wird der Logik gefolgt, dass am wenigsten Klimabeeinflussung erfolgt, wenn die fossilen C-Quellen möglichst erhalten bleiben. Der Analogieschluss lautet also, dass die intakten Torfmoore den besten Klimaschutz abgeben.
Weil Torf in der Landwirtschaft kaum eingesetzt wird, jedoch rund 2/3 der Produkte landwirtschaftlich verwertet werden, kann der Torfersatz nur für max. 1/3 der Menge gelten.

Tab. 11 Annahmen zur Gutschrift von organischer Substanz in Kompost und Gärgut

	Schütt-gewicht kg/lt	Trocken-substanz TS kg/kg	OS in TS kg/kg	OS in FS kg/kg	C in FS kg/kg	C in FS kg/lt	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

Kompost und das feste Gärgut weisen in der Analyse Werte auf, die nahe beieinander liegen. Deshalb werden sie hier auch gleich eingesetzt. Aus 1 kg Grüngutkompo¬stierung entstehen 0.5 kg Kompost, aus 1 kg Bioabfallvergärung nur 0.3 kg festes Gärgut und 0,3 kg flüssiges Gärgut. Diese Mengendifferenz bei den Produkten wird in den Ersatzmengen für die organische Substanz übernommen.

Beim Ersatz pro Volumen fällt das enorm tiefe spezifische Gewicht von Torf und Stroh stark ins Gewicht (praktisch Faktor 4). Wird der Ersatz dann in Gewicht vorgenommen, braucht es

generell weniger als 1 t Torf oder Stroh, um die organische Substanz in Kompost und Gärgut zu ersetzen.

5.3 Vorschlag zur Integration der Elemente in die Ökobilanz

Aus den Ergebnissen, die hier vorgestellt sind und dem Stand des Wissens entsprechen, schlagen wir somit vor, die Integration der Auswirkung der organischen Substanz von Kompost und Gärgut in die Ökobilanz mit dem globalen Einsetzen von Substituten zu realisieren. Als Substitut werden für die landwirtschaftliche Anwendung Stroh und für die gärtnerische Anwendung Torf gewählt. 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, kann durch den dort üblichen Torf ersetzt werden.

Aufgrund der Fähigkeit der verschiedenen Produkte, Humus zu reproduzieren, sollen die Mengen der Substituten berechnet werden. Die Umrechnungen sollen somit nach den Angaben, die in Tab. 12 dargestellt sind, durchgeführt werden.

Tab. 12. Die Ersatzmengen für 1 kg Kompost bzw. Gärgut fest und flüssig[1]

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

[1] Als Berechnungsbasis wurden die durchschnittlichen Gehalte an organischer Substanz der verschiedenen Produkte und die Humusreproduktionswirksamkeit ihres organischen Kohlenstoffs (aus Abb. 2) verwendet.

6. Wissenlücke

Die ökologischen Auswirkungen von Komposten und Gärgut genauer zu definieren ist mit der existierenden Datenbasis praktisch nicht machbar, da es noch sehr viele Wissenslücken gibt. Die grössten Probleme bestehen darin, dass einerseits die Literaturangaben meistens sehr situationsspezifisch sind, und andererseits die Angaben über die angewandten Komposte und das Gärgut oft sehr vage und ungenau sind. Dazu muss betont werden, dass praktisch keine Daten über die ökologischen Auswirkungen von Gärprodukten existieren. Es ist somit sehr schwierig, die zum Teil extrem unterschiedlichen Auswirkungen nachzuvollziehen. Im Besonderen gibt es sehr wenig vergleichbare Langzeitversuche.

Folgende Punkte sollen speziell untersucht werden, um die Problematik besser einkreisen und definieren zu können:

- Wirkung von verschiedenen organischen Substanzen (Stroh, Mist, Gründüngung, Kompost) auf die physikalischen Bodenparameter (Aggregatstabilität, Porenmenge und –verteilung, Erosionstabilität, …)
- Mittel- und langfristige Wirkung der verschiedenen Gärgut- und Kompostqualitäten auf die Bodenstruktur
- Mittel- und langfristige Wirkung der verschiedenen Gärgut- und Kompostqualitäten auf die Entwicklung des Humusgehalts
- Reaktion der verschiedenen Bodentypen auf die verschiedenen Produkte
- Wirkung von verschiedenen Anwendungsstrategien auf die Bodeneigenschaften (z.B. Vergleich zwischen jährlichen kleinen Gaben oder grösseren Gaben alle 3 Jahre;: Kompost- und Gärgutanwendung, im Obst- und Rebbau, auf der ganzen Fläche oder in der Reihe;
- Einfluss des Anwendungszeitpunktes in einer Fruchtfolge auf die Bodeneigenschaften
- Auswirkung von kombiniertem Einsatz von Gärgut und Kompost (um kurzfristige und langfristige Wirkungen zu erreichen).
- Quantitative Angaben zur Auswirkung von Kompost- und Gärgut im Feld auf die Krankheitsentwicklung und den Pflanzenertrag.
- Relevante Qualitätsparameter, um die langfristige Wirkung von Kompost und Gärgut vorherzusagen.

Angesicht der Komplexität der Situationen im Feld sollte eine pragmatische Lösung mit der Durchführung von koordinierten, einfachen, langfristigen Feldversuchen am effizientesten zum Ziel führen. Es ist in der Tat wichtiger, gröbere Ergebnisse an vielen Standorten mit verschiedenen Situationen (Bodentyp, Klimaverhältnissen, Kulturen, …) zu gewinnen, anstatt hochpräzise Studien an einem bestimmten Standort durchzuführen. Nur so kann die Bandbreite der Auswirkungen definiert und die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Faktoren besser verstanden werden.

7. Schlussfolgerungen

- 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 fehlen in diesem Bereich noch, um diese Effekte besser zu verstehen und zu definieren. Langfristige Anwendungsversuche sind ein vernünftiger Weg, um diese Wissenslücke zu schliessen.

Wir schlagen vor, die Integration der Auswirkungen der organischen Substanz von Kompost und Gärgut in die Ökobilanz mit dem globalen Einsetzen von Substituten zu realisieren.

8. Literaturliste

Aggelides SM, Londra PA (2000) Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. Bioresource Technology 71:253-259.

Aichberger K, Wimmer J, Mayr R (2000) Effect of compost application on yield and soil properties. OT: Auswirkung der Kompostanwendung auf Ertrag und Bodeneigenschaften. Bericht uber das 6:81-83.

Albiach R, Canet R, Pomares F, Ingelmo F (2001) Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. Bioresource Technology 77:109-114.

Aldahmani JH, Abbasi PA, Sahin F, Hoitink HAJ, Miller SA (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, 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.

Asche E (1997) Einfluss von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit unter besonderer Berücksichtigung der N-Dynamik, Agrarwissenschaften. Giessen: Wissenschaftlicher Fachverlag.

Asche E, Steffens D, Mengel K 1994. Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturflächen(ed) VDLUFA-Schriftenreihe 38 - Kongressband, pp 321-324.

Avnimelech Y, Cohen A, Shkedy D (1993) Can we expect a consistent efficiency of municipal waste compost application? Compost Science and Utilization 1:7-14.

Ballif JL (1989) Erosion in vineyards of the Champagne region: effect of cultural practices (France). OT: Erosion dans les vignobles champenois: influence des techniques culturales (France). Cahiers ORSTOM, Serie Pedologie 25:1-2.

Ballif JL, Herre C (1988) Contribution à l'étude du ruissellement de sols viticoles en Champagne. Effet d'une couverture de compost urbain. Compost: Production, Quality and Use: Proceedings of a symposium; Udine, Italy, 17-19 April 1986. 74:105-110.

Bazzoffi P, Pellegrini S, Rocchini A, Morandi M, Grasselli O (1998) The effect of urban refuse compost and different tractors tyres on soil physical properties, soil erosion and maize yield. Soil and Tillage Research 48:275-286.

Beeson RC, Jr. (1996) Composted yard waste as a component of container substrates. Journal of Environmental Horticulture 14:115-121.

Boehm MJ, Hoitink HAJ (1992) Sustenance of microbial activity in potting mixes and its impact on severity of Pythium root rot of poinsettia. Phytopathology 82:259-264.

Boulter JI, Boland GJ, Trevors JT (2002) Assessment of compost for suppression of Fusarium Patch (Microdochium nivale) and Typhula Blight (Typhula ishikariensis) snow molds of turfgrass. Biological Control 25:162-172.

Bragato G, Leita L, Abbliolia A, de Nobili M (1998) Effects of sewage sludge pre-treatment on microbial biomass and biovailability of heavy metals. Soil & Tillage Research 46:129-134.

Buyanovsky GA, Brown JR, Wagner GH 1997. Sandborn field: effect of 100 years of cropping on soil parameters influencing productivity. In: E.A. Paul KP, E.T. Elliott, C.V. Cole (ed) Soil organic matter in temperate agroecosystems: long-term experiments in North America Boca Raton: CRC Press, pp 205-225.

Carrera LM, Buyer JS, Vinyard B, Abdul-Baki AA, Sikora LJ, Teasdale JR (2007) Effects of cover crops, compost, and manure amendments on soil microbial community structure in tomato production systems. Applied Soil Ecology 37:247-255.

Carter MR, Sanderson JB, MacLeod JA (2004) Influence of compost on the physical properties and organic matter fractions of a fine sandy loam throughout the cycle of a potato rotation. Canadian Journal of Soil Science 84:211-218.

Compost-Diffusion, SESA, Sol-Conseil. 1999. Utilisation des composts en agriculture. Synthèse des Essais-Vitrines 1989-1998. Mont-sur-Lausanne, Switzerland.

Courtney RG, Mullen GJ (2008) Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. Bioresource Technology 99:2913-2918.

de Leon-Gonzalez F, Hernandez-Serrano MM, Etchevers JD, Payan-Zelaya F, Ordaz-Chaparro V (2000) Short-term compost effect on macroaggregation in a landy soil under low rainfall in the valley of Mexico. Soil and Tillage Research 56:213-217.

De Vos JA (1996) Testing compost as an anti wind erosion agent in a wind tunnel. Soil Technology 9:209-221.

Ebertseder T, Gutser R. 2003. Effect of long-term compost application on physical properties of loamy soils. Paper read at Applying Compost - Benefits and Needs, at Brussels.

Ebertseder T, ed. 1997. Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, Agrarwissenschaft. Aachen: Shaker Verlag.

Evanylo GK, Sherony C. 2002. Agronomic and Environmental Effects of Compost Use for Sustainable Vegetable Production. Paper read at Composting and Compost Utilization, at Columbus, Ohio, USA.

Eyras MC, Rostagno CM, Defosse GE (1998) Biological evaluation of seaweed composting. Compost Science and Utilization 6:74-81.

Fortun A, Fortun C (1996) Effects of two composted urban wastes on the aggregation and ion exchange processes in soils. Agrochimica 40:153-165.

Fuchs JG 2002. Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. In: Insam H, Riddech N and Klammer S (ed) Microbiology of Composting Berlin Heiselberg: Springer-Verlag, pp 435-444.

Fuchs JG, Bieri M, Chardonnens M (2004) Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur. Frick (CH): Forschungsinstitut für biologischen landbau (FiBL), CH-50701 Frick.

Fuchs JG, Berner A, Mayer J, Smidt E, Schleiss K. 2008. Influence of compost and digestates on plant growth and health: potentials and limits. Paper read at CODIS 2008: Compost and digestate: sustainability, benefits, impacts for the environment and for plant production., at Solothurn, Switzerland.

Gagnon B, Simard RR, Goulet M, Robitaille R, Rioux R (1998) Soil nitrogen and moisture as influenced by composts and inorganic fertilizer rate. Canadian Journal of Soil Science 78:207-215.

Gerzabek MH, Kirchmann H, Pilchmayer (1995) Response of soil aggregate stability to manure amendments in the Ultuna long-term soil organic.matter experiment. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 158:257-260.

Giusquiani PL, Pagliai M, Gigliotti G, Businelli D, Benetti A (1995) Urban Waste Compost - Effects on Physical, Chemical, and Biochemical Soil Properties. Journal of Environmental Quality 24:175-182.

Guernsey CW, Fehrenbacher JB, Ray BW, Miller LB (1969) Corn yields, root volumes, and soil drainage in Morrow Plots. Journal of Soil and Water Conservation 24:101-104.

Gutser R, Ebertseder T 2002. Grundlagen zur Nährstoff und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland. In: e.V. ZG (ed) Handbuch Kompost im Gartenbau: FGG Förderungsgesellschaft Gartenbau mbH, Bonn, Fax 02 28/810 02-76, pp 47-72.

Hartmann R. 2002. Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildeshauser Geest, Niedersachsen., Universität Bremen, Fachbereich 2, Bremen.

Hartmann R (2003) Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildesauer Geest, Niedersachsen. Edited by Bahrenberg G, Helbrecht I, Schramke W and Taubmann W. Vol. 39, Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung. Bremen, Germany: Universität Bremen, Institut für Geographie.

Hashemimajd K, Kalbasi M, Golchin A, Shariatmadari H (2004) Comparison of vermicompost and composts as potting media for growth of tomatoes. Journal of Plant Nutrition 27:1107-1123.

Hoitink HAJ (2003) Potting media: Can all media serve as ideal substrates for activity or biological control agents? Phytopathology 93:S118.

Hoitink HAJ, Inbar Y, Boehm MJ (1991) Status of compost-amended potting mixes naturally suppressive to soilborne diseases of floricultural crops. Plant Disease 75:869-873.

Hoitink HAJ, Boehm MJ, Hadar Y 1993. Mechanisms of suppression of soilborne plant pathogens in compost-amended substrates. In: Hoitink HAJ and Keener HM (ed) Science and engineering of composting : design, environmental, microbiological and utilization aspects. Ohio: Wooster, pp 601-621.

Hoitink HAJ, Madden LV, Dorrance AE (2006) Systemic resistance induced by Trichoderma spp.: Interactions between the host, the pathogen, the biocontrol agent, and soil organic matter quality. Phytopathology 96:186-189.

Hoitink HAJ, Grebus ME, Hayes MHB, Wilson WS (1997) Composts and the control of plant diseases. Humic substances in soils, peats and waters: health and environmental aspects.

Hudson BD (1994) Soil organic matter and available water capacity. journal of Soil and Water Conservation 49:189-194.

Ibrahim SM, Shindo H (1999) Effect of continuous compost application on water-stable soil macroaggregation in a field subjected to double cropping. Soil Science and Plant Nutrition 45:1003-1007.

Jenkinson DS, Hart PBS, Rayner JH, Parry LC (1987) Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. INTECOL Bulletin 15:1-8.

Johnston AE 1991. Soil fertility and soil organic matter. In: Wilson WS (ed) Advances in soil organic matter research: the impact on agriculture and the environment. Essex-UK: The Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp 299-314.

Kahle P, Belau L (1998) Modellversuche zur Prüfung der Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfallkompost in der landwirtschaft. Agribiological Research-Zeitschrift Fur Agrarbiologie Agrikulturchemie Okologie 51:193-200.

Kahle P, Belau L (1998) Model experiments testing the effects of biowaste compost in agriculture. OT: Modellversuche zur Prufung der Verwertungsmoglichkeiten von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft. Agribiological Research 51:193-200.

Kjellenberg L, Granstedt A. 2005. The K-trial. A 33-years study of the connections between manuring, soils and crops. In Report, Biodynamic Research Institute, Sweden.

Kolbe H. 2007. Einfache Methode zur standortangepassten Humusbilanzierung von Ackerland unterschiedlicher Anbauintensität. Paper read at Zwischen Tradition und Globalisierung – 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, at Universität Hohenheim, Deutschland.

Körschens M, Schulz E. 1999. Die organische Bodensubstanz: Dynamik-Reproduktion-ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. In UFZ-Bericht, edited by GmbH U-UL-H. Leipzig, Germany: UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH.

Kremer P. 2001. Einfluss von Komposten und Stallmist auf Bodeneigenschaften und Wachstum von Ligustrum vulgare L. Dissertation, Fachbereich Gartenbau, Universität Hannover, Hannover.

Kupper T, Fuchs J. 2007. Kompost und Gärgut in der Schweiz. In Umwelt-Wissen Nr. 0743, edited by Umwelt Bf. Berne, Switzerland.

LaMondia JA, Gent MPN, Ferrandino FJ, Elmer WH, Stoner KA (1999) Effect of compost amendment or straw mulch on potato early dying disease. Plant Disease 83:361-366.

Mäder P, Fliessbach A, Dubois D, Gunst L, Jossi W, Widmer F, Oberson A, Frossard E, Oehl F, Wiemken A, Gattinger A, Niggli U 2006. The DOK experiment (Switzerland). In: J. Raupp CP, M. Oltmanns, U. Köpke (ed) Long-term field experiments in organic farming. Bonn-D: International Society of Organic Agriculture Research, pp 41-58.

Malandraki I, Tjamos SE, Pantelides IS, Paplomatas EJ (2008) Thermal inactivation of compost suppressiveness implicates possible biological factors in disease management. Biological Control 44:180-187.

Mayer J 2004. Einfluss der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter. In: J.G. Fuchs MB, M. Chardonnens (ed) Auswirkung von Komposten und von Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit, sowie die Pflanzengesundheit - Zusammenfassende Übersicht der aktuelle Literatur. CH-Frick: Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), pp 43-58.

Mbagwu JSC (1989) Effects of Organic Amendments on Some Physical Properties of a Tropical Ultisol. Biological Wastes 28:1-14.

Moldes A, Cendon Y, Lopez E, Barral MT (2006) Biological quality of potting media based on MSW composts: A comparative study. Compost Science & Utilization 14:296-302.

Ojeda G, Alcaniz JM, Ortiz O (2003) Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. Land Degradation & Development 14:563-573.

Pagliai M, Vignozzi N, Pellegrini S (2004) Soil structure and the effect of management practices. Soil & Tillage Research 79:131-143.

Petersen U, Stöppler-Zimmer H. 1999. Orientierende Feldversuche zur Anwendung von Biokomposten unterschiedlichen Rottegrades. Paper read at Runder Tisch Kompost: Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost - Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert, at Wien.

Petersen U, Gottschall R, Kolsch E, Pfotzer GH, Schuler C, Stoppler ZH, Vogtmann H (1996) Compost use in ecological farming - crop farming results from a ten-year field experiment. OT: Komposteinsatz im okologischen Landbau - Pflanzenbauliche Ergebnisse aus einem zehnjahrigen Feldversuch. Kongressband:393-396.

Pinamonti F (1998) Compost mulch effects on soil fertility, nutritional status and performance of grapevine. Nutrient Cycling in Agroecosystems 51:239-248.

Pinamonti F, Centemero M (1997) Usage of compost for potting and growth substrates. OT: Compost nella preparazione di terricci e di substrati colturali. Informatore Agrario Supplemento 53:51-55.

Pinamonti F, Zorzi G, Bertoldi Md, Sequi P, Lemmes B, Papi T (1996) Experiences of compost use in agricultural and in land replacement projects. The science of composting: Part 1:517-527.

Reinhold J, Müller G. Potenziale der Kreislaufwirtschaft (Aufkommen und Qualität) aus Anlagen, die Bioabfälle und nachwachsende Rohstoffe verarbeiten 2007 [cited.

Roldan A, Albaladejo J, Thornes JB (1996) Aggregate stability changes in a semiarid soil after treatment with different organic amendments. Arid Soil Research and Rehabilitation 10:139-148.

Sahin H (1989) Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmaktivität, die Bodenatmung sowie die Aggregatstabilität und Porengrössenverteilung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59:1125-1130.

Sahin H (1989) The effects of the long-term application of refuse compost on soil organic matter content, earthworm activity, soil respiration, aggregate stability and pore size distribution. OT: Auswirkung des langjahrigen Einsatzes von Mullkompost auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmaktivitat, die Bodenatmung sowie die Aggregatstabilitat und die Porengrossenverteilung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 59:1125-1130.

Scherer HW, Welp G, Metker J (2008) Kompost fördert die biologische Aktivität und das Stickstoffnachlieferungsvermögen des Bodens. Getreide Magazin 1/2008:1-4.

Schulte-Geldermann E, Schüler C, Hensel O, Hess J, Finckh MR, Bruns C. 2008. Control of Rhizoctonia solani in potatoes with a new application technique of suppressive composts in organic potato production. Paper read at CODIS 2008: Compost and digestate:

sustainability, benefits, impacts for the environment and for plant production, at Solothurn, Switzerland.

Serra WC, Houot S, Barriuso E (1996) Modification of soil water retention and biological properties by municipal solid waste compost. Compost Science and Utilization 4:44-52.

Shen A, Li X, Kanamori T, Arao T, Shen A, Li XY (1996) Effect of long-term application of compost on some chemical properties of wheat rhizosphere and non-rhizosphere soils. Pedosphere 6:355-363.

Shindo H, Shojaku M (1999) Effect of continuous compost application on the activities of various enzymes in soil of double cropping fields. Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition 70:66-69.

Shiralipour A, Faber B, Chrowstowski M (1996) Greenhouse broccoli and lettuce growth using cocomposted biosolids. Compost Science and Utilization 4:38-43.

Stauffer RS, Muckenhirn R, Odell RT (1940) Organic carbon, pH and aggregation of the soil Morrow Plots as affected by type of cropping and manurial addition. Journal American Society of Agronomy 32:819-832.

Steffens D, Pape H, Asche E (1996) Influence of biowaste compost of different maturities on soil fertility. OT: Einfluss von Bioabfallkompost verschiedener Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit. Kongressband:405-408.

Stolt MH, Baker JC, Simpson TW, Matens DC, McKenna JR, Fulcher JR (2001) Physical reconstitution of mine tailing after surface mining mineral sands from prime agricultural land. Soil Science 166:29-37.

Stratton ML, Rechcigl JE, Wallace A, Terry RE (1998) Organic mulches, wood products, and composts as soil amendments and conditioners. Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil.

Tejada M, Gonzalez JL (2006) The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. Soil & Tillage Research 91:186-198.

Termorshuizen AJ, van Rijn E, van der Gaag DJ, Alabouvette C, Chen Y, Lagerlöf J, Malandrakis AA, Paplomatas EJ, Rämert B, Ryckeboer J, Steinberg C, Zmora-Nahum S (2006) Suppressiveness of 18 composts against 7 pathosystems: Variability in pathogen response. Soil Biology & Biochemistry 38:2461-2477.

Tilston EL, Pitt D, Fuller MP, Groenhof AC (2005) Compost increases yield and decreases take-all severity in winter wheat. Field Crops Research 94:176-188.

Timmermann F, Kluge R, Stahr K, Zauner G. 1999. Erarbeitung von Grundlagen für Anwendungsrichtlinien zur Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe im landwirtschaftlichen Pflanzenbau (Ackerbau). PWAB-Forschungsvorhaben PW 95 171 des Bundeslandes Baden-Württemberg, Abschlussbericht 1999, 276 Seiten, 54 Abbildungen, 70 Tabellen und Anhang.

Timmermann F, Kluge R, Bolduan R, Mokry M, Janning S, Grosskopf W, Schreiber A, Ziegler W, Koscielniak N. 2003. Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft. DBUAbschlussbericht zum Verbundforschungsprojekt Praxisbezogene Anwendungsrichtlinien sowie Vermarktungskonzepte für den nachhaltigen Einsatz von gütegesicherten Komposten im landwirtschaftlichen Pflanzenbau., edited by Gütegemeinschaft Kompost Region Süd e.V. D-L.

Tuitert G, Szczech M, Bollen GJ (1998) Suppression of Rhizoctonia solani in potting mixtures amended with compost made from organic household waste. Phytopathology 88:764-773.

van der Gaag DJ, van Noort FR, Stapel-Cuijpers LHM, de Kreij C, Termorshuizen AJ, van Rijn E, Zmora-Nahum S, Chen Y (2007) The use of green waste compost in peat-based potting mixtures: Fertilization and suppressiveness against soilborne diseases. Scientia Horticulturae 114:289-297.

van Os GJ, van Ginkel JH (2001) Suppression of Pythium root rot in bulbous Iris in relation to biomass and activity of the soil microflora. Soil Biology & Biochemistry 33:1447-1454.

Veeken AHM, Blok WJ, Curci F, Coenen GCM, Termorshuizen AJ, Hamelers HVM (2005) Improving quality of composted biowaste to enhance disease suppressiveness of compost-amended, peat-based potting mixes. Soil Biology & Biochemistry 37:2131-2140.