



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



Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur

Hrsg. Jacques G. Fuchs, Markus Bieri, Marc Chardonens

Herausgegeben durch  **FiBL**

Auftraggeber



Bundesamt für Landwirtschaft
Office fédéral de l'agriculture
Ufficio federale dell'agricoltura
Uffizi federal d'agricultura

 **Baudirektion
Kanton Zürich**



Beteiligte Institutionen



Bundesamt für Umwelt, Wald
und Landschaft

Abteilung Abfall
CH-3003 Bern

www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de

Marc Chardonens
Tél. +041 31 322 69 56
Fax +041 31 323 03 69
marc.chardonens@buwal.admin.ch

Dr. Rolf Kettler
Tel. +41 31 322 93 76
Fax +41 31 323 03 69
rolf.kettler@buwal.admin.ch



Forschungsinstitut für
biologischen Landbau

Ackerstrasse
CH-5070 Frick

www.fibl.org

Alfred Berner
Tél. +041 62 865 72 23
Fax +041 62 865 72 73
alfred.berner@fibl.org

Dr. Jacques G. Fuchs
Tel. +041 62 865 72 30
Fax +041 62 865 72 73
jacques.fuchs@fibl.org

Ecobel GmbH

Ecobel GmbH
Engineering von Umwelttechnik
Bahnhofstrasse 30
CH-8803 Rüslikon

Dr. Markus Bieri
Tel. +041 1 724 23 30
Fax +041 1 724 23 20
m.bieri_ing@swissonline.ch



Agroscope FAL Reckenholz
Eidgenössische Forschungsanstalt
für Agrarökologie und Landbau
Reckenholzstrasse 191
CH-8046 Zürich

www.reckenholz.ch

Dr. Jochen Mayer
Tel: +41 1 377 72 14
Fax: +41 1 377 72 01
jochen.mayer@fal.admin.ch



Terra Nova Umweltberatung GmbH
Passwangstrasse 18
CH-4226 Breitenbach

www.terranova-gmbh.ch

Dr. Ulrich Galli
Tel: +41 61 781 42 41
Fax: +41 61 781 42 51
galli.u@regpop.ch



Umwelt- und Kompostberatung
Weinbergstrasse 49
CH-2540 Grenchen

www.kschleiss.ch

Dr. Konrad Schleiss
Tel: +41 32 653 29 20
Fax: +41 32 653 29 22
k.schleiss@bluewin.ch

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft



Bundesamt für Landwirtschaft



Bundesamt für Landwirtschaft
Office fédéral de l'agriculture
Ufficio federale dell'agricoltura
Ufficio federal d'agricoltura

Bundesamt für Energiewirtschaft



Kanton Zürich



Jacques G. Fuchs, Markus Bieri, Marc Chardonnens (Hrsg.)

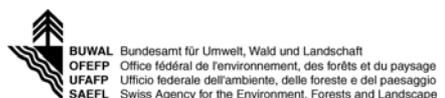
Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur

Jacques G. Fuchs, Markus Bieri, Marc Chardonens (Hrsg.)

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

Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur

Auftraggeber



Alle in diesem Buch enthaltenen Angaben, Ergebnisse usw. wurden von den Autoren nach bestem Wissen erstellt und von ihnen sowie vom Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) mit grösstmöglicher Sorgfalt überprüft. Dennoch sind Fehler nicht völlig auszuschliessen. Daher erfolgen alle Angaben ohne jegliche Verpflichtung oder Garantie des Verlages oder der Autoren. Beide übernehmen deshalb keinerlei Verantwortung und Haft für etwa vorhandene inhaltliche Unrichtigkeiten.

Jacques G. Fuchs, Markus Bieri, Marc Chardonens (Hrsg.) (2004)

Auswirkungen von Komposten und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Zusammenfassende Übersicht der aktuellen Literatur. Forschungsinstitut für biologischen Landbau, FiBL-Report, Frick, Schweiz

ISBN 3-906081-52-4

© 2004, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Ackerstrasse, CH-5070 Frick,
Tel. +41 62 865 7272, Fax +41 62 865 7273, E-Mail info.suisse@fibl.org, Internet www.fibl.org

Umschlaggestaltung Daniel Gorba, FiBL Frick

Bilder Umschlagseite: Jacques G. Fuchs, FiBL Frick

Layout: Helga Willer, FiBL Frick, Frank Wörner, FiBL Deutschland e.V.

Druck: Zumsteg Druck, Frick, Schweiz

Bezug/Vertrieb: Die Veröffentlichung kann beim FiBL für 25 Schweizer Franken (+Versandkosten) bestellt werden; siehe auch FiBL-Shop unter <http://www.fibl.org/shop>. FiBL-Bestellnummer: 1336.
Die Studie ist im Internet kostenlos abrufbar unter <http://orgprints.org/00002631>

Inhalt

Vorwort des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)	7
Vorwort der Autoren	9
Glossar	11
1 Kurzfassung der Übersicht über die aktuelle Literatur	13
1.1 Gesetzliche Regelungen und internationale Standards	13
1.2 Einfluss der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter	13
1.3 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzenernährung und das Pflanzenwachstum	16
1.4 Der Einfluss von Kompost auf die Bodenorganismen	18
1.5 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit	21
1.6 Schlussfolgerungen	27
2 Gesetzliche Regelungen und internationale Standards	29
<i>Konrad Schleiss</i>	29
2.1 Begriffe (StoV und Düngerverordnung)	29
2.2 Gesetzliche Regelungen zur Abgabe (StoV)	30
2.2.1 Grundsatz	30
2.2.2 Qualitätsanforderungen (StoV) zu Kompost, Gärgut und Presswasser in der Schweiz	30
2.2.3 Vergleich der Schwermetallgrenzwerte zwischen Europa und USA	30
2.2.4 Einschränkungen (StoV) für Stickstoffhaltige und flüssige Dünger	32
2.3 Hygieneanforderungen gemäss Mindestqualität	32
2.3.1. Hygieneforderungen im europäischen Vergleich	32
2.3.2 Quellen	33
2.4 Anforderungen bezüglich Krankheitserreger, Fremdstoffe und Unkrautsamen an Komposte und Gärgut	34
2.5 Wirtschaftliches Umfeld	35
2.6 Gesetzlich zu regelnde Aspekte	36
2.7 Weitergehende, vergleichende Tabellen zur Produktstabilität	37
2.8 Folgerungen	39
2.9 Literatur und Quellen	40
2.10 Glossar	41

3 Einfluss der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter	43
<i>Jochen Mayer</i>	43
3.1 Eigenschaften und Qualität der organischen Substanz von Komposten	43
3.2 Wirkungen der Kompostapplikation auf Bodenparameter	44
3.2.1 Bodenchemische Parameter	44
3.2.2 Bodenphysikalische Parameter	49
3.2.3 Schlussfolgerungen	53
3.3 Forschungsbedarf	54
3.4 Literatur	55
4 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzenernährung und das Pflanzenwachstum	59
<i>Alfred Berner</i>	59
4.1 Feldanwendung von Kompost	59
4.1.1 Auswirkungen auf Ertrag	59
4.1.2 Auswirkungen auf die Nährstoffauswaschung	60
4.1.3 Empfehlungen für die Berücksichtigung des Kompoststickstoffes bei der Düngungsberechnung	61
4.1.4 Auswirkungen der Komposte auf die Qualität der Pflanzen	63
4.2 Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Komposte	63
4.2.1 Übersicht über die publizierten Mineralisierungsversuche	63
4.2.2 Auswirkungen der Kompostreife (Alter) auf die Nährstoffmineralisierung und die pflanzenbaulichen Eigenschaften von Komposten	63
4.2.3 Auswirkungen der Komposte auf die Eigenschaften der Böden	65
4.3 Parameter zur Charakterisierung der Komposte, aktueller Stand	66
4.3.1 Physikalische Eigenschaften	66
4.3.2 Chemische Eigenschaften	66
4.3.3 Biologische Eigenschaften	70
4.4 Schlussfolgerungen	71
4.5 Forschungsbedarf	72
4.6 Literatur	73
5 Einfluss von Kompost auf die Bodenorganismen	81
<i>Ulrich Galli</i>	81
5.1 Einführung	81
5.2 Die Wirkung von Kompost auf Mikroorganismen	81
5.2.1 Einleitung	81
5.2.2 Der Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Biomasse	82
5.2.3 Der Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Diversität	83
5.2.4 Der Einfluss von Kompost auf Pathogene und antagonistische Mikroorganismen	85
5.2.5 Der Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Aktivität	85

5.2.6 Der Einfluss vom Kompost auf den Abbau toxischer organischer Verbindungen	88
5.3 Die Wirkung von Kompost auf Arthropoden	89
5.3.1 Einleitung	89
5.3.2 Die Wirkung von Kompost auf Collembolen und Milben	89
5.4 Die Bedeutung von Regenwürmern (Lumbriciden)	91
5.4.1 Einleitung	91
5.4.2 Die Wirkung von Kompost auf die Regenwurmaktivität	92
5.5 Die Wirkung von Kompost auf Nematoden	93
5.5.1 Einleitung	93
5.5.2 Überblick über die hemmende Wirkung von Kompost auf Nematoden	93
5.5.3 Hemmende Wirkung von Kompost auf Nematoden	93
5.5.4 Wirkung des Kompostes auf Nematoden durch Mikroorganismen	95
5.5.5 Chemische Wirkungen des Kompostes auf Nematoden	95
5.5.6 Erhöhung der Pflanzenresistenz gegenüber Nematoden	96
5.5.7 Weitere Aspekte von Nematoden in Kompostsubstraten	97
5.7 Schlussfolgerungen	97
5.8 Forschungsbedarf	97
5.9 Literaturverzeichnis	98
6 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit	107
<i>Jacques G. Fuchs</i>	107
6.1 Allgemeine Betrachtungen	107
6.2 Die natürliche Hygienisierung während des Kompostierungsprozesses	107
6.3 Kompost und bodenbürtige Krankheitserreger	109
6.3.1 Generelles	109
6.3.2 Wirkungsmechanismen	110
6.3.3 Faktoren, welche die Suppressivitätseigenschaften der Komposte beeinflussen	113
6.3.4 Langfristige Wirkungen / praktische Anwendung	116
6.4 Kompost und induzierte Resistenz	119
6.5 Kompostextrakte und Blattkrankheiten	119
6.5.1 Allgemeines	119
6.5.2 Wahl der Komposte	120
6.5.3 Einfluss der Extraktionsdauer	120
6.5.4 Hitzeempfindlichkeit der Extrakte	121
6.5.5 Mikrobiologische Effekte der Extrakte	121
6.5.6 Einflüsse auf die Krankheitserreger	122
6.5.7 Feldergebnisse	122
6.5.8 Wirkungserhöhung	123
6.6 Schlussfolgerungen	124
6.7 Forschungsbedarf	124
6.8 Literatur	124

7 Schlussfolgerungen anhand der Beurteilung der aktuellen Literatur	133
7.1 Generelle Betrachtungen	133
7.2 Potentiell nutzbringenden Wirkungen von Komposten	133
7.3 Wissenslücken	134
8 Summary of the review of current literature	137
8.1 Legislation and international standards	137
8.2 Influence of the application of compost in agriculture on the physical and chemical parameters of the soil	137
8.3 The influence of the use of compost on the nutrition and growth of plants	140
8.4 Influence of compost on soil organisms	141
8.5 Influence of the use of compost on plant health	144
8.6 Conclusions	149
9 Résumé de la revue de la littérature actuelle	151
9.1 Législation et standards internationaux	151
9.2 Influence de l'application du compost en agriculture sur les paramètres physiques et chimiques du sol	151
9.3 Influence de l'utilisation du compost sur la nutrition et la croissance des plantes	154
9.4 Influence du compost sur les organismes du sol	155
9.5 Influence de l'utilisation du compost sur la santé des plantes	158
9.6 Conclusions	164

Vorwort des Bundesamts für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL)

Anlässlich des Weltgipfels für Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg, 10 Jahre nach der UNO-Konferenz über Entwicklung und Umwelt in Rio de Janeiro, verabschiedete der Bundesrat im Frühjahr 2002 eine Strategie der Nachhaltigen Entwicklung. Diese stützt sich auf die Bestimmungen der neuen Bundesverfassung und will die Grundsätze der Nachhaltigen Entwicklung in möglichst viele Politikbereiche integrieren. Sie gibt die inhaltlichen und vorgehensbezogenen Rahmenbedingungen der bundesrätlichen Politik der Nachhaltigen Entwicklung der nächsten Jahre vor.

Ein wesentlicher Bestandteil dieser Nachhaltigkeitspolitik besteht im haushälterischen Umgang mit den natürlichen Rohstoffen. Mit den Mitteln einer Integrierten Produktpolitik (IPP) und einer modernen Abfallpolitik sollen sowohl die endlichen wie auch die erneuerbaren Ressourcen verantwortungsvoll genutzt werden.

Eine nachhaltige Abfallpolitik verfolgt unter Berücksichtigung des wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Wohlergehens als generelles Ziel die Reduktion der Umweltauswirkungen im Zusammenhang mit der Abfallentsorgung. Über die klassische Organisation der Abfallbehandlung und Ablagerung hinaus erfordert dies auch das Steuern der Stoffflüsse, um Materialien möglichst schadstofffrei im Kreislauf zu halten und die Menge der abzulagernden Abfälle zu minimieren.

In den letzten 20 Jahren hat die schweizerische Abfallwirtschaft beträchtliche Erfolge erzielt. Die Luft-Boden- und Grundwasserbelastungen sind massiv gesunken. Mit den immer besseren technischen Standards wird indes heute je länger je mehr der alte Grundsatz, wonach das Verwerten gegenüber der Beseitigung (Behandlung und Ablagerung) Priorität hat, in Frage gestellt. Eine generelle ökologische Vorteilhaftigkeit der Verwertung kann umso weniger vorausgesetzt werden, je anspruchsvoller die Umweltstandards für die Beseitigung sind. Die Umweltbelastungen aus der getrennten Einsammlung, Aufbereitung und Verwertung sind unter diesen Rahmenbedingungen nicht zwangsläufig geringer als bei der Beseitigung und kompensieren unter Umständen auch nicht mehr den Ressourcenschonungseffekt einer Verwertung.

Diese Überlegungen gelten auch für den Grüngutbereich. Kompostieren oder Vergären ist nicht ökologisch vorteilhafter, bloss weil eine generelle Vermutung dafür spricht, dass die Grüngutverwertung sinnvoll ist. Nur eine genaue Prüfung aller umweltpolitischen Vorteile und Risiken der Grüngutverwertungsverfahren und der jeweiligen Verwertungsprodukte Kompost, Gärgut und Presswasser erlaubt ein Urteil darüber, ob der eingeschlagene Verwertungsweg auf lange Sicht umweltverträglicher ist als eine Beseitigung.

Vor dem Hintergrund dieser Überlegungen und angesichts der immer wieder aufgeworfenen Frage der Bodenbelastungen durch schadstoffhaltige Dünger wie z.B. Klärschlamm hat das BUWAL in enger Zusammenarbeit mit Bundes- und Kantonsbehörden sowie mit Forschungsstellen und Vertretern der Grüngutbranche zwei eng koordinierte Studien lanciert, welche die Risiken und Nutzen der Grüngutverwertung in der Schweiz auf einer naturwissenschaftlich begründeten Basis aufzeigen sollen. Diese Arbeiten schaffen die Voraussetzungen für eine sachgerechte Argumentation, aufgrund derer künftige abfallpolitische Strategien festgelegt und gesetzliche Regelungen eingeführt bzw. bestehende Bestimmungen angepasst werden.

Während ein erstes Projekt die Belastungen von Grüngutverwertungsprodukten und deren Ausgangsmaterialien mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen untersucht, werden in diesem Projekt die Nutzenaspekte der Grüngutverwertung analysiert und aufgezeigt. Die vorliegende Literaturstudie bietet

eine Übersicht zu den gegenwärtig vorhandenen Forschungsergebnissen und zeigt damit auch die Lücken auf, welche in Verlaufe des Projektes mit eigenen Arbeiten geschlossen werden müssen.

Nicht zuletzt erhofft sich das BUWAL durch die zwei Studien und dabei insbesondere durch die umfassende und wissenschaftliche belegte Darstellung der positiven Aspekte der Kompostanwendung marktwirtschaftliche Impulse, die zu einer gesteigerten Kompostnachfrage führen und den Absatz von Kompost fördern helfen. Denn nur wenn für das verwertete Grüngut ein Bedarf und damit ein Markt besteht, wird die Kompostierung und die Vergärung auch weiterhin eine Erfolgsgeschichte bleiben.

Rolf Kettler, BUWAL

Vorwort der Autoren

Die Kompostierung von separat gesammeltem Grüngut und dessen Aufbereitung zu Kompost ist heute in den meisten Regionen der Schweiz ein nicht wegzudenkender Bestandteil der Abfallbewirtschaftung. Mit der Kompostierung oder der Vergärung (mit vorgängiger Biogasgewinnung) von rund 300'000 Tonnen TS biogener Abfälle pro Jahr wird eine allgemein anerkannte, sinnvolle Stoffkreislaufwirtschaft betrieben, und die Schweiz gehört diesbezüglich zu den Ländern mit den höchsten Verwertungsraten. Dennoch geniessen deren Endprodukte, d.h. Gärgut und Komposte keine hohe Wertschätzung, und es herrschen bei vielen potentiellen Anwendern immer noch grosse Vorbehalte. Dies obwohl in der Schweiz seit über 20 Jahren ausschliesslich separat erfasste organische Fraktionen im Landbau eingesetzt werden. Die damals mit Schadstoffen belasteten Kehrriechkomposte und die Klärschlammproblematik drücken das Image der heutigen Grüngutkomposte immer noch stark. Es war damals auch eine richtige und notwendige Massnahme, dass sich das BUWAL bei der Einführung der Grüngutkompostierung als Erstes darauf konzentrierte, potentielle Verunreinigungen durch Umweltschadstoffe tief zu halten, was in der Öffentlichkeit den Eindruck erwecken konnte, dass auch Grüngutkomposte risikobehaftet seien. Doch dank der damals verfügbaren Auflagen zur Minimierung der Schadstoffbelastungen weisen die in der Schweiz produzierten Komposte und Gärschlamm sehr tiefe Schadstoffgehalte auf. Mit der Durchsetzung dieser notwendigen Vorsichtsmassnahmen, gerieten die Kenntnisse über den Nutzen von Komposten und Gärgut für die Bodenfruchtbarkeit, die Ertragsstabilität sowie für die Pflanzengesundheit in den Hintergrund oder wurden gar nicht erst wahrgenommen. Kommt hinzu, dass es für Bodenschützer häufig viel einfacher ist, über handfeste Grenzwerte und Frachten von Schwermetallen zu diskutieren, als sich in die unsicheren Tiefen der Bodenbiologie und -physik zu begeben, wo die diskutierten Stärken und Schwächen manchmal nicht leicht zu belegen sind. Unter solchen Aspekten sind aber auch die wichtigsten Nutzen von Komposten zu suchen.

Die Leitidee der Kompostierung bzw. der Vergärung ist die, dass aus Abfall gefragte Wertstoffe oder Produkte generiert werden, d.h. durch diese Verfahren eine sich selbst erhaltende Stoffkreislaufwirtschaft zu erreichen, was nur mit hochwertigen Komposten bzw. Gärgütern realisiert werden kann. Die vorliegende Literaturübersicht über die aktuellen Publikationen hat zum Ziel, die potentiell wertmehrenden Eigenschaften der Komposte zu umreissen und aufzuzeigen. Sie bildet den Anfang einer von der Gruppe Abfallwirtschaft des BUWAL angeregten Studie. Mit dieser Arbeit soll auch der Kritik begegnet werden, Grüngutkompost sei bezogen auf die Nährstoffe (P) ebenso stark mit Schadstoffen belastet wie es der Klärschlamm war. Womit Grüngutkompost ebenso für Anwendungen in der Landwirtschaft gestrichen werden könnten, wie die Klärschlämme.

Die Ziele dieses Projektes hat das BUWAL wie folgt umrissen: Es sollen die Auswirkungen von Kompost- und Gärgutapplikationen auf Pflanzenwachstum und -gesundheit, die Bodenparameter und die Umwelt beurteilt werden. Sie soll die Basis bilden, um:

- i. die Nachhaltigkeit der Kompost- und Gärgutanwendung hinsichtlich ökonomischer, ökologischer und sozialer Aspekte zu erfassen und zu beurteilen
- ii. die Anwendung der verschiedenen Produkte (Gärgut, Frischkompost, Reifkompost) zu optimieren
- iii. die Produktionsprozesse anwendungsorientiert zu optimieren (QS-Sicherung)
- iv. Öffentlichkeitsarbeiten zur Anwendung, zu Risiken und zum Nutzen von Kompost und Gärgut anzuregen.

Mit Hilfe einer anschliessenden Untersuchung soll aufgrund der gefundenen Erkenntnisse ein praxis-taugliches Instrumentarium erarbeitet werden, um gezielt die Nachfrage bestimmenden Eigenschaften von Komposten und Gärslämmen zu erfassen und damit systematisch zu verbessern.

Die Literaturstudie wurde nach folgenden Themen gegliedert:

- Pflanzengesundheit
- Pflanzenernährung
- bodenphysikalische und bodenchemische Eigenschaften der Böden
- Beeinflussung der Bodenfauna und -flora sowie das biologische Gleichgewicht der Böden

Die Publikationen wurden auch auf Hinweise auf Faktoren analysiert, welche die Kompostqualität positiv beeinflussen.

Die vorliegende Arbeit erlaubt es auch internationale Quervergleiche über den Stand der Technik in der Kompostierung und Vergärung vorzunehmen. Dies ermöglicht es dem BUWAL den Stand der schweizerischen Kompostwirtschaft zu evaluieren. Im Verlauf des Projektes wird es auch von Wichtigkeit sein, den ökonomischen Parameter noch genauer zu beschreiben. Ein Hauptproblem der Komposte und des Gärgutes ist es, dass die Bezahlung ihrer Produktion über Abfälle erfolgt. Dadurch haben vor allem Landwirte den Eindruck, dass da doch etwas vom Franken, der beim Lebensmitteleinkauf gespart wurde, wieder zurückgeholt werden könne. Das war ein schweres Hindernis für die Vermarktung von Klärschlamm, ist aber auch eine nicht zu vernachlässigende Hürde für Komposte und Gärgut. Wir hoffen, dass wir mit der angefangenen Arbeit zum besseren Verlauf der Geschichte der Kompostierung beitragen können.

Alfred Berner, FiBL

Markus Bieri, Ecobel GmbH

Ulrich Galli, TerraNova Umweltberatung GmbH

Jacques G. Fuchs, FiBL

Jochen Mayer, FAL

Konrad Schleiss, Umwelt und Kompostberatung

Glossar

ABP	Animal By-Products
BioAbfV	Bioabfallverordnung (D)
CCQC	Californian Channel for quality control
Dm (TS)	Dry matter (Trockensubstanz)
FAC	Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, heute in FAL integriert
Fm	Fresh matter
(FS)	(Frischsubstanz)
IEA	Internationale Energie Agentur (international energy agency)
VKS	Verband Kompost- und Vergärwerke der Schweiz
Wrap	Waste and Resources Action Programme

1 Kurzfassung der Übersicht über die aktuelle Literatur

1.1 Gesetzliche Regelungen und internationale Standards

In der Schweiz sind nur die Schwermetallgrenzwerte und die Abgabemodalitäten für Kompost und Gärgut gesetzlich explizit geregelt (Stoffverordnung). Man unterscheidet zwischen *Hofdünger* aus Betrieben mit Tierhaltung, in aufbereiteter oder nicht aufbereiteter Form und *Recyclingdünger* von pflanzlicher, tierischer, mikrobieller und mineralischer Herkunft. Der Begriff „Gärgut“ wird im übrigen deutschen Sprachraum meistens synonym zu „Gärrest“ verwendet.

Kompost, Gärgut und Presswasser dürfen nur an Dritte abgegeben werden, wenn sie die folgenden Grenzwerte in g/t TS nicht übersteigen: *Blei (Pb)* 120, *Cadmium (Cd)* 1, *Kupfer (Cu)* 100, *Nickel (Ni)* 30, *Quecksilber (Hg)* 1, *Zink (Zn)* 400, *Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)* 4, *Dioxine (PCDD)* und *Furane (PCDF)* 0,20.

Damit zählen die Schweizer Grenzwerte im europäischen Umfeld zu den strengsten. Sie garantieren damit, dass nur separat gesammelte biogene Rohstoffe verwendet werden können. Die USA hingegen tolerieren rund 20 mal höhere Schadstofffrachten. Dort fokussiert sich die Diskussion auf gewisse schwer abbaubare Herbizide (wie z.B. Chlorpyralid und Picloram).

In der Schweiz dürfen stickstoffhaltige Dünger nur zu Zeiten ausgebracht werden, während denen die Pflanzen den Stickstoff aufnehmen können. Bei flüssigen Düngern muss der Boden auch saug- und aufnahmefähig sein. Für Komposte und Presswasser gilt, dass innert dreier Jahre bis zu 25 t TS Kompost oder Gärgut bzw. 100 m³ Presswasser ausgebracht werden dürfen. Innert zehn Jahren sind zudem nicht mehr als 100 t TS Kompost oder Gärgut zugelassen.

Die Hygieneanforderungen an diese Dünger sind z. Z. in Überarbeitung. Die geforderten Minimaltemperaturen über einen gesicherten Zeitraum variieren in den europäischen Ländern wenig. In der Schweiz ist eine Verweilzeit von drei Wochen bei über 55°C gefordert, die meisten Länder sehen dafür nur zwei Wochen vor.

Die Kompostproduktion wird in der Schweiz primär durch die Grüngutanlieferungsgebühren finanziert. Aus der Sicht der Gewinnmaximierung ist das eine schlechte Voraussetzung, um die Qualitätsproduktion nachhaltig zu fördern. Dennoch muss der Impuls zur Qualitätserzeugung von den Produzenten kommen, wenn sie nicht riskieren wollen, dass ihre Produkte als Abfall, sondern im praktischen Sinn als Erzeugnisse taxiert werden sollen.

Als Grundsatz gilt, dass die Basisaspekte wie Schwermetall- und Schadstoffgrenzwerte, Hygienekriterien und Fremdstoffgehalte für alle Produkte gesetzlich zu regeln sind. Weitergehende Qualitätsforderungen sind kunden- und anwendungsorientiert zu formulieren. Innerhalb der EU werden gegenwärtig ähnliche Modelle bei der Gesetzgebung diskutiert.

1.2 Einfluss der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter

Versuche zu Wirkungen von Kompostapplikation auf Bodenparameter

In diversen Studien wurden die Wirkungen der Kompostapplikation generell sowie die Wirkungen der Kompostapplikation im Vergleich zu anderen organischen Düngern (Hofdünger, Klärschlamm, etc.) und

mineralischen Düngern untersucht. Diese Versuche fanden häufig auf extremen Standorten (schwere oder leichte Böden) bzw. engen oder hackfruchtintensiven Fruchtfolgen (nur Ackerbau) oder im Zusammenhang mit der Rekultivierung von Landschaften (Bergbau) oder in intensivem Gemüsebau statt. Es fehlen Studien zu Kompostwirkungen in Kombination mit Hofdüngern oder organischen Intensivdüngern (Hornmehl, Rizinusschrot, etc.). Ebenso ist die Wirkung des Komposteinsatzes in relativ ausgewogenen Fruchtfolgen von Gemischt- oder Futterbaubetrieben nur schlecht belegt.

Eigenschaften und Qualität der organischen Substanz von Komposten

Bei der Kompostierung wird organische Substanz (Grünschnitt, Biotonnenabfälle, Stallmist, Papierabfälle, etc.) durch Mikroorganismen aerob zu CO₂ und H₂O und intermediären Zwischenprodukten abgebaut. Aus den Abbauprodukten erfolgt durch andere Mikroorganismengruppen ein Aufbau von komplexen Huminstoffen. In Folge dessen verringert sich das C:N Verhältnis von anfangs ca. 25 – 35 auf ca. 17.

Humusqualität

Die Zusammensetzung und Eigenschaften der organischen Substanz von Kompost unterscheidet sich von der der organischen Bodensubstanz in praktisch allen Parametern. Kompost aus Grüngut- und Küchenabfällen wies bezüglich C_{org}, N_t, pH, Karbonat-C, KAK, Salzgehalt, Chlorid- und Sulfatgehalt deutlich höhere Werte als der Boden auf. Es ist demnach nahe liegend, dass die Applikation von stabilisierten organischen Verbindungen in Abhängigkeit von der Kompostqualität und des Aufbringungsstandortes eine Veränderung der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz nach sich zieht. Die bei Kompostanwendung auftretende Erhöhung der Lignin- und Aromaten-C-Gehalte scheinen ein typisches Phänomen zu sein, was mit einem höheren Anteil an verholzten Strukturen im Kompost gegenüber Ernte- und Wurzelrückständen erklärt werden kann. Somit sind höhere Gehalte an aromatischen Verbindungen nach Kompostanwendung nicht automatisch mit einer fortgeschrittenen Humifizierung gleichzusetzen. Generell beeinflussen der Standort bzw. die Bodeneigenschaften die humuschemischen Parameter der organischen Bodensubstanz nachhaltiger als die Düngung und überlagern teilweise die anwendungsbedingten Effekte.

Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff

In den meisten Versuchen führte die Anwendung von Kompost in der Landwirtschaft oder im Gartenbau zu einer Erhöhung des organischen Kohlenstoff-Gehaltes (C_{org}) und des Gesamt-Stickstoffgehaltes (N_t) im Oberboden, bis sich nach mehreren Jahrzehnten ein Gleichgewicht einstellt. Allgemein wurde eine enge Korrelation zwischen der zugeführten Menge an organischer Substanz im Kompost und dem Anstieg der C_{org} Gehalte im Boden beobachtet. Das Niveau dieses Gleichgewichtes wird wesentlich durch die Standortfaktoren (Boden, Klima), die Bewirtschaftungsart und -intensität (Bodenbearbeitung, Fruchtfolge) und die Applikationsmenge bzw. Kompostqualität beeinflusst.

pH-Wert

Kompostgaben führen in der Regel zu einer Anhebung oder Stabilisierung der pH-Werte im Boden unter Ackernutzung. Durch Kompostanwendung, können je nach Qualität des Kompostes (Carbonatgehalt), erhebliche Mengen Kalkdünger eingespart werden.

Kationenaustauschkapazität (KAK)

Meist ist die KAK zersetzter organischer Substanz im Boden deutlich höher als die der Tonminerale. Die Anreicherung des Bodens mit organischer Substanz kann daher zu einer nennenswerten Erhöhung der KAK, vor allem auf sorptionsschwachen, leichten Böden beitragen.

Die Erhöhung der Gehalte an organischer Bodensubstanz durch Kompostdüngung ist in der Regel mit einer Erhöhung der KAK im Oberboden verbunden, wie in verschiedenen Versuchen gezeigt werden konnte. In Verbindung mit der Erhöhung des pH-Wertes und der KAK konnte auch eine Erhöhung der Basensättigung beobachtet werden. Keine Untersuchungen liegen zum Einfluss der Kompostapplikation auf die Anionenadsorption vor.

Salzgehalt, elektrische Leitfähigkeit

In einem 3 jährigen Düngungsversuch fand man nach Stallmist, Bioabfall- und Grüngutkompost auf einem Sandboden in Norddeutschland in den mit Stallmist und Bioabfallkompost gedüngten Varianten erhöhte Salzgehalte. Im humiden Klima dürfte dies jedoch aufgrund der relativ raschen Auswaschung nicht zu nachhaltigen Problemen führen, während dessen im ariden oder semiariden Klima mit einer Anreicherung des Salzgehaltes im Boden zu rechnen ist.

Redoxpotential

Zum Einfluss der Kompostapplikation auf das Redoxpotential des Bodens liegen keine Untersuchungen vor. Dies bedarf weiterer Untersuchungen.

Aggregatstabilität

Mit der Erhöhung der organischen Bodensubstanz, des pH-Wertes, des Calcium-Gehaltes, der mikrobiellen Biomasse und deren Aktivität geht auch die Bildung grösserer und stabilerer Bodenaggregate einher. Kompostapplikationen wirken sich in der Regel schon relativ kurzfristig (< 3 Jahre) positiv auf die Aggregatstabilität aus. Sie hält bei fortwährender Kompostapplikation auch längerfristig an. Die Anwendung von „Reifkompost“ führte gegenüber „Frischkompost“ zu einer deutlichen Erhöhung der Aggregatstabilität.

Bodendichte und Porenvolumen

Parallel mit zunehmender Aggregatstabilität fand bei Kompostanwendung eine Abnahme der Bodendichte statt. Eine Herabsetzung der Bodendichte stellt sich jedoch nicht so schnell ein, wie die Verbesserung der Aggregatstabilität. So konnte in den Versuchen bis zu 3 Jahren Versuchsdauer nur tendenziell eine Verringerung der Bodendichte nachgewiesen werden, während bei der Aggregatstabilität deutliche Effekte zu beobachten waren.

Wasserkapazität und Wasserinfiltration

In den meisten Studien wurde eine deutliche Erhöhung der Wasserkapazität der Böden bei Komposteinsatz beobachtet. Allerdings scheint sich dieser Effekt erst nach einiger Zeit einzustellen. Auf einem Standort mit leichtem Boden konnte man eine Zunahme der Wasserkapazität feststellen; die Kompostapplikation auf dem Standort mit schwerem Boden führte jedoch zu einer Verminderung der Wasserkapazität.

Nachweislich nahm nach Kompostdüngung meistens auch die Wasserinfiltration in diesen Böden zu. Insbesondere in längerfristige Studien stellen sich diesbezüglich deutlich positive Wirkungen ein.

Erosionsstabilität

Generell konnte auch eine Erhöhung der Erosionsstabilität bzw. eine Verminderung der Erosionsanfälligkeit beobachtet werden. Mit Kompostgaben wurde die Erosionsstabilität sowohl bezüglich Wassererosion als auch bezüglich Winderosion verbessert.

Temperaturhaushalt

Parzellen mit Kompostdüngung wiesen eine etwas ausgeglichene Tagesstrahlungsbilanzamplitude auf. Auf einer Parabraunerde führte die Kompostdüngung tendenziell zu einer erhöhten Oberflächentemperatur im Vergleich zur mineralisch gedüngten Variante. Im Boden waren lediglich die Minimaltemperaturen in den kompostgedüngten Varianten leicht höher. Diese Ergebnisse beziehen sich allerdings nur auf eine Studie. Hier besteht weiterer Klärungsbedarf.

Gashaushalt

In Versuchen der Südwestschweiz konnte nach 9-jähriger Kompostdüngung im Mittel von 5 Standorten eine Zunahme der Luftkapazität des Bodens um 15 % gegenüber den unbehandelten Kontrollen festgestellt werden. Die häufig beobachtete Erhöhung der Bodenatmung ist auf veränderte mikrobielle Aktivitäten zurückzuführen und lässt keine direkten Rückschlüsse auf den Gashaushalt (Austauschverhalten) des Bodens zu. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

1.3 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzenernährung und das Pflanzenwachstum

Auswirkungen auf Ertrag

Die in der Kompostliteratur beschriebenen Feldversuche ergeben ein sehr uneinheitliches Bild. Häufig fehlen Angaben zu den eingesetzten Komposten, wie z.B. zu den Rohmaterialien sowie zur Rotteführung bzw. zu Qualitätskenngrößen. Welche Mengen an Mineraldünger als zusätzlich Ergänzung zugefügt wurden, ist häufig auch nicht aufgeführt. Sehr oft geben sich die Autoren zufrieden, wenn mit der üblichen Düngermenge und zusätzlichem Komposteinsatz keine Mindererträge auftreten!

Mistkompost

Bei den Versuchen mit Mistkomposten geht es häufig um reine Mistbeseitigung. In diesen Fällen werden sehr hohe Mengen an Mist eingesetzt, die über mehrere Jahre zweifellos zu überhöhten Nährstoffanreicherungen im Boden führen. Arbeiten mit dieser Thematik findet man mehrheitlich aus dem amerikanischen und asiatischen Raum.

Auswirkungen auf die Nährstoffauswaschung

In einem fünfjährigen Lysimeter-Versuch mit Verfahren von vergleichbarem N_{tot} -Niveau fand man bezüglich Nitratauswaschung folgende Rangfolge: NPK > Mistkompost > Küchenabfall Kompost > Kontrolle > Hackholz Kompost.

Topfversuche

Die N-Auswaschung war unter den mit Kompost gedüngten Töpfen während der Kulturzeit der Gerste geringer als bei der Kontrolle, die P-Auswaschung hingegen war höher. Im darauf folgenden Winter lag die N-Auswaschung in den Kompostvarianten leicht über derjenigen der Kontrolle.

Dänische Modellrechnungen

Mit dem dänischen N-Simulationsmodell (DAISY) wurden anhand der Daten eines 4,5-jährigen Kompostversuches eine Kompostanwendung von 50 Jahren simuliert. Unterschiedliche Kompostanwendungen ergaben hohe Unterschiede auf sandigem Boden, nicht aber auf lehmigem Boden. Hohe Erträge und niedrige Nitratgehalte wurden mit 10 t Kompost je Hektar und Jahr erreicht sowie mit einer N_{\min} angepassten N Düngung von 20 kg N pro Hektar zu Winterweizen.

Empfehlungen für die Berücksichtigung des Kompoststickstoffes bei der Düngungsberechnung

Die längerfristige Bodenverbesserung durch Komposteinwirkung sollte vermehrt als Standortverbesserung bei der Düngungsplanung berücksichtigt werden. Um den organischen N-Pool im Boden durch Kompost-N nicht zu stark anwachsen zu lassen, kann eine Frachtbegrenzung für die Kompostausbringung vorgenommen werden. Die Beschränkung über den P-Haushalt der Betriebe, wie sie in der Schweiz mit den ÖLN-Massnahmen umgesetzt wird, hat sich als sinnvoll erwiesen.

Auswirkungen der Komposte auf die Qualität der Pflanzen

Generell weisen mit Kompost gedüngte Pflanzen geringere Nitratgehalte in ihrer Biomasse auf. Bei Nitrat-N-Konzentrationen von >5 % des Gesamt-N in Komposten hingegen konnten auch Nitratakkumulationen im Gemüse beobachtet werden. Ebenso fand man oft höhere Vitamin-C-Gehalte bei kompostgedüngten Gemüse.

Auswirkungen der Kompostreife (Alter) auf die Nährstoffmineralisierung und die pflanzenbaulichen Eigenschaften von Komposten

Der Raygras-Trockenmasseertrag lag bei Fertigungskompost mit 100 % Grüngut und bei Frischkompost mit 70 und 100 % Grüngut tiefer als bei den anderen Kompostvarianten, und die Nettoentzüge waren deutlich negativ; bei Fertigungskompost nur bei 100 % Grünanteil. Ab dem dritten Schnitt waren keine Unterschiede zwischen Frisch- und Fertigungskompost mehr feststellbar. Die gesamte N-Ausnutzung lag bei maximal 7 % des mit Kompost zugeführten N.

Inkubationsversuche

In einem Inkubationsversuchen bei 5° und 14° C Bodentemperatur während 552 Tagen mit unterschiedlich reifen Komposten fand man keine Differenzen bei der Mineralisierung, hingegen eine unterschiedliche Mineralisierungsdynamik. Bei Komposten, die zu Düngungszwecken eingesetzt werden, ist die Mineralisierung eines der wichtigsten Qualitätskriterien. Bei Komposten, die in grösseren Mengen als Bodenverbesserungsmittel oder gar als Substratbestandteil eingesetzt werden, sind zusätzlich organische, pflanzenbeeinflussende Abbauprodukte, wie niedermolekulare Fettsäuren, für den Kultur-erfolg eine wichtige Kenngrösse.

Auswirkungen der Komposte auf die Eigenschaften der Böden

Das Verhältnis von $N_2:N_2O$ bei der gemessenen Denitrifikation korreliert positiv mit dem Kohlenstoff/Nitrat-Verhältnis im Bodenwasser des Bodens, je grösser dieses Verhältnis ist, umso kleiner ist die N_2O -Freisetzung unter anaeroben Verhältnissen im Boden. Bei organischen Düngern ist dieses Verhältnis deutlich kleiner als bei mineralischen Düngern.

Übersicht: Parameter zur Beurteilung der Kompostqualität und ihre Aussage zu speziellen Komposteigenschaften.

Parameter	Priorität	Aussage über	Wichtig für
Aussehen, Struktur	+		Erste Beurteilung
pH	++		Pflanzen in Substraten
Δ pH nach 5 Stunden	+	Stabilität, Reife	
KAK	-	Nährstoffspeichungsvermögen	Nährstoffspeichungsvermögen
NH ₄ , NO ₃	++		Wachstum Pflanzen
NH ₄ -N / NO ₃ -N	++	Redoxpotential, Reife	N Mineralisierung
NO ₂	+	Rotte-, Lagerungsbedingungen	Phytotoxizität Pflanzen
C/N-Verhältnis (gesamt)	+		Mineralisierung (grob)
C _{org} im Wasserextrakt	++	Stabilität der OS	N Immobilisierung, Keimhemmung
N _{org} im Wasserextrakt	++		N Mineralisierung
C _{org} /N _{org} in Wasserextrakt	+	Reife	
C/N im K ₂ SO ₄ -Extrakt	+	Reife	N Mineralisierung
lösliche Mineralstoffe	++	Nährstoffgehalt	Wachstum Pflanzen
Cellulose, Lignin	- / +		N-Immobilisierung
Organische Säuren	-	Kompostreife	Keimhemmung
Extrakt Farbe	++	Stabilität der OS	
Atmung	-	Aktivität der Mikroorganismen	Mineralisierung, Lagerungsstabilität
Selbsterhitzung	-	Aktivität der Mikroorganismen	Mineralisierung, Lagerungsstabilität
Spez. Mikrob. Aktivitäten	-	Aktivität der Mikroorganismen	Aktivität der Mikroorganismen

1.4 Der Einfluss von Kompost auf die Bodenorganismen

Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Biomasse

Die Wirkung einer Zufuhr von organischer Substanz hängt einerseits von der eingesetzten Dosis, aber auch sehr stark von der verwendeten Qualität des organischen Materials ab. Als guter Indikator gilt der Anteil des verfügbaren Kohlenstoffes im Boden, welcher durch Gaben von organischer Substanz, in Abhängigkeit von deren Quantität und Qualität erhöht wird. So zeigte sich, dass mit zunehmendem Gehalt an Heisswasser-löslichem Kohlenstoff im Boden der Gehalt an Biomassen-Stickstoff linear zunimmt. In Bezug auf die Qualität des eingesetzten organischen Materials konnte gezeigt werden, dass aerob stabilisierter Klärschlammkompost die Mikroorganismen des Bodens stärker und nachhaltiger fördert als anaerob stabilisierter Klärschlamm. Der Effekt durch den Eintrag von Kompost in den Boden scheint daher gegenüber anaerob stabilisierter organischer Substanz langfristiger zu sein.

Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Diversität

Durch das Einbringen von organischer Substanz in den Boden werden die unterschiedlichen Mikroorganismen verschieden stark beeinflusst. Dies hängt einerseits von der Dosis, aber auch stark von der Art der eingebrachten organischen Substanz ab. So erhöht aerob stabilisierter Kompost eher die aeroben Bakterienpopulationen im Boden. Dies gilt insbesondere für die Cellulose-abbauenden Mikroorganismen.

Mithilfe der Analyse der Phospholipid-Fettsäuremuster, welche Aussagen über die Diversität der Mikroflora zulässt, konnte gezeigt werden, dass sich diese Muster in Böden von biologisch-organischen bewirtschafteten Flächen von denjenigen, welche konventionell bewirtschaftet wurden, klar unterscheiden. Interessanterweise lag das Phospholipid-Fettsäuremuster des Bodens, welcher mit organischen und wenig mineralischen Düngern und einem reduzierten Pestizideinsatz bewirtschaftet wurde, zwischen den beiden extremen Bewirtschaftungsweisen. Aufgrund der signifikanten Unterschiede zwischen den Verfahren muss man annehmen, dass die Art der Düngung einen grossen Einfluss auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gesellschaft ausübt. In vielen Studien zeigte sich, dass durch den Eintrag an biologisch verfügbarer organischer Substanz in den Boden die Abundanz von mono-ungesättigten Phospholipid-Fettsäuremustern stieg, welche wiederum eher typisch für aerobe Bakterien sind.

Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Aktivität

Allgemeine Summenparameter

Das Wissen über die Quantität oder Diversität der Mikroorganismen im Boden reicht nicht aus, um deren ökologische Bedeutung zu charakterisieren. Es ist ebenso wichtig, auch deren Aktivität zu bestimmen. Diese lässt sich über die Bodenatmung oder den spezifischen metabolischen Quotienten (qCO_2) messen. Beim qCO_2 handelt es sich um einen sehr sensitiven Parameter, um negativ wirkende Effekte auf die mikrobielle Aktivität zu erfassen. Denn ein hoher qCO_2 bedeutet eine weniger effiziente Ausnutzung des organischen Substrates, was vielfach mit Stress zu tun hat. In verschiedenen Versuchen konnte gezeigt werden, dass der spezifische metabolische Quotient umso höher steigt, je besser der organische Dünger abbaubar ist. Nur der Einsatz von stark biologisch stabilisiertem Kompost (hoher Reifegrad) führte direkt nach dem Einsatz zu einer Abnahme. Dass der qCO_2 durch Stressfaktoren gesteigert wird, konnte auch in Versuchen mit Cadmium belasteten Müllkomposten nachgewiesen werden.

Zudem zeigt der geringere qCO_2 in ökologisch mit organischen Düngern bewirtschafteten Böden, dass diese Mikroorganismengemeinschaften fähig sind, organische Substanz im Boden vermehrt für ihr Wachstum zu nutzen und weniger Energie für den Erhaltungsbedarf benötigen.

Spezifische Aktivitätsparameter

Die Aktivität der Mikroorganismen eines Bodens lässt sich neben den oben erwähnten Messungen auch durch spezifische enzymatische Leistungen messen, welche meist den Kohlenstoffhaushalt, den Stickstoffhaushalt oder den Phosphorhaushalt betreffen. Die Mikroorganismen im Boden haben wesentlichen Anteil daran, die Nährstoffe aus organischen Düngern pflanzenverfügbar zu machen und wieder in den Stoffkreislauf einzufügen. Gerade im ökologischen Landbau ist dies von grösster Bedeutung, da ausschliesslich nur organische Dünger verwendet werden dürfen.

Studien diverser enzymatischer Aktivitäten zeigen, dass durch Kompostgaben meist abbauspezifische Enzyme im Boden erhöht werden, wobei junge Komposte vielfach eine höhere Aktivität bewirken als

ältere. Besonders die Dehydrogenaseaktivität, welche als Indikator für biologische Redoxsysteme gilt, kann als Mass für die Intensität mikrobieller Stoffumsetzungen im Boden angesehen werden.

Vielfach zeichnete sich erst in Langzeitversuchen eine deutliche Abstufung bodenenzymatischer Parameter ab. Die β -Glucosidase-Aktivität, als Indikator für den Abbau von C-Verbindungen, zeigt eine stufenförmige Erhöhung aufgrund von jährlichen Kompostgaben.

Da in den meisten Böden der Phosphor organisch gebunden vorliegt, haben Phosphatasen eine besondere Bedeutung für die Pflanzenernährung. Komposte können Phosphatasen entweder direkt durch den erhöhten Eintrag an organischer Masse oder aber indirekt, durch die verbesserte Wasserverfügbarkeit fördern. Daher ist der Phosphorumsatz durch die mikrobielle Biomasse in den ökologisch mit Kompostgaben bewirtschafteten Böden generell schneller.

Einfluss vom Kompost auf den Abbau toxischer organischer Verbindungen

Der Abbau von organischen Xenobiotika wird durch Komposte verbessert. Die Zugabe von organischer Substanz in den Boden verbessert oft die Abbaurate von Pestiziden und Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen in Abhängigkeit von der Art und der Reaktivität der organischen Substanz und ihrem Effekt auf Mikroorganismen.

Wirkung von Kompost auf Arthropoden

In vielen Versuchen zeigte sich, dass die Zahl der Collembolen in enger Beziehung zum Anstieg des Gesamtkohlenstoffgehaltes durch Kompostgaben steht. Dabei wird vielfach die Diversität zugunsten der oberflächennah lebenden hemiedaphen und epigäischen Collembolen verschoben. Bei den Milben zeigen sich im Gegensatz zu den Collembolen meist weniger eindeutige Effekte.

Wirkung von Kompost auf Regenwürmer (Lumbriciden)

Da innerhalb der Makrofauna des Bodens den Regenwürmern (Lumbriciden) eine zentrale Bedeutung bei Bodenbildungsprozessen zufällt, muss der Einsatz von Kompost in dieser Hinsicht als äusserst positiv beurteilt werden. Denn die Zahl der Regenwürmer hängt stark von der Bodenbearbeitung und der Humuswirtschaft ab und durch eine Kompostzufuhr kann deren Anzahl erheblich gesteigert werden.

So fand man in mit Kompost gedüngten Weizenfeldern die höchste Anzahl und die grösste Biomasse von Regenwürmern, gefolgt von der kombinierten mineralisch-organischen Düngungsvariante. Ebenso verhielt es sich in einem achtjährigen Vergleichsversuch bei Gemüse und Äpfeln zwischen biologisch-dynamischer und konventioneller Wirtschaftsweise. Bei Düngungsversuche mit Wurmkompost zeigte sich, dass nicht alle Regenwurmarten im Boden gleichartig geförderte wurden. Die Kompostgaben verschoben auch hier die Diversität der Arten.

Wirkung von Kompost auf Nematoden

Der antagonistische Effekt auf Nematodenpopulationen von Komposten wurde vielfach nachgewiesen. Dieser Effekt könnte einerseits mit nematiziden Substanzen und mit toxischen Verbindungen, welche während des weiteren Abbaus der organischen Substanz im Boden entstehen, andererseits mit einer durch die Kompostgabe verbesserten Wirtstoleranz, oder aber einer Veränderung der mikrobiologischen Populationen und ihrer Aktivität zusammenhängen, insbesondere dann, wenn durch Kompostgaben nematophage Mikroorganismen eingebracht oder gefördert werden.

Interessant ist zudem die Tatsache, dass nicht-parasitäre Nematoden in vielen Versuchen durch Kompostgaben gefördert wurden. Es wird vermutet, dass Komposte auch prädatorische Nematoden und auch parasitische Pilze begünstigen, welche spezifisch Nematodeneier zerstören. Dies kann für die Nematodenbekämpfung nutzbar gemacht werden.

Als Grund für die hemmende Wirkung von Komposten auf Nematoden können auch chemische Faktoren von Bedeutung sein, neben Ammonium, Aldehyden und Fettsäuren zeigten sich auch Phenole *in vitro*-Versuchen als stark nematizid.

Ebenso scheinen organische Säuren der eingesetzten Komposte nematiziden Charakter aufzuweisen.

Neben vielen Publikationen, welche mit der hemmenden Wirkung von Komposten auf die Entwicklung von parasitären Nematoden einen wichtigen positiven Aspekt des Komposteintrages darstellen, gibt es aber auch Arbeiten, welche nur einen geringen, keinen oder sogar einen fördernden Einfluss von Kompost oder anderen organischen Substanzen auf Nematoden nachweisen.

1.5 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit

Die Interaktionen zwischen Komposten und Pflanzengesundheit sind vielseitig und komplex. Sie umfassen die Inaktivierung von Krankheitserregern während der Rotte, die Beeinflussung der Interaktionen zwischen Pflanze und Krankheitserregern mit Komposten, sowie die Produktion und Anwendung von Kompost-Tees und Kompostextrakte, um Pflanzen gegen Blattkrankheiten zu schützen.

Die natürliche Hygienisierung während des Kompostierungsprozesses

Praktisch alle Krankheitserreger, seien es Pilze, Bakterien oder Viren, werden durch den Kompostierungsprozess abgetötet. Die Hygienisierungsprozesse finden während der ersten Phase der Kompostierung statt. In der nachfolgenden Reifungsphase hingegen werden die Krankheitserreger nicht mehr abgetötet.

Der wichtigste Parameter zur Hygienisierung des organischen Materials ist die Temperatur, vorausgesetzt dass die Feuchtigkeit im Rottekörper ausreichend ist.

Kompost und bodenbürtige Krankheitserreger

Es gibt auch zahlreiche Beispiele von Komposten, die in der Lage sind, unterschiedliche Pflanzenarten vor diversen Krankheitserregern zu schützen.

Diese Effekte beschränken sich nicht bloss auf Laborbeobachtungen, sondern lassen sich auch in der Praxis nachweisen. Mit der Wahl der entsprechenden Komposte können diese Effekte gezielt wiederholt werden. Beim Anwenden von Komposten gegen Pflanzenkrankheiten müssen auch die anderen Aspekte der Bodenfruchtbarkeit in Betracht gezogen werden. Möglicherweise können sich andere Faktoren wie beispielsweise eine zu hohe Menge an Kompost negativ auswirken.

Ein weiterer wichtiger Punkt der in Betracht gezogen werden muss ist der, dass nicht jeder Kompost die Fähigkeit besitzt, Pflanzenkrankheiten effizient zu unterdrücken. Die oft stark abweichenden Wirkungen verschiedener Kompostchargen ist offenbar auch das grösste Hindernis für einen breiten Einsatz von Komposten für gezielte Pflanzenschutzmassnahmen. Die Produktion von Komposten mit definierten, gleich bleibenden Qualitäten ist eine unabdingbare Notwendigkeit, um die Erwartungen der Kompostanwender diesbezüglich zu erfüllen.

Wirkungsmechanismen

Die Schutzmechanismen eines Kompostes können je nach Zielorganismen anders sein. Für die Rhizoctonia-Unterdrückung scheinen Mikroben verantwortlich zu sein, gegen *Fusarium sp.* sind möglicherweise hitzeresistente fungitstatische Substanzen im Kompost verantwortlich.

Der Hauptschutzmechanismus gegen Pflanzenkrankheiten scheint jedoch eindeutig auf der mikrobielle Aktivität der Komposte zu beruhen. Zahlreiche Arbeiten zeigen, dass eine Hitzebehandlung, welche die Kompostmikroflora zerstört, auch die suppressiven Effekte zunichte macht. Eine sechstägige Behandlung von reifem Rindenkompost bei 60° C genügte, um dessen Krankheitsunterdrückungspotential zu zerstören.

Die suppressive Wirkung der Komposte und deren mikrobiologischen Aktivitäten korreliert zudem oft mit der Hydrolysegeschwindigkeit von Azetatfluorescin. Aus suppressiven Komposten werden regelmässig folgende Mikroorganismen isoliert: *Trichoderma asperellum*, wirkt gegen Tomatenfusariose; *Acromonium sp.* aus einem Müllkompost, parasitiert *Phytophthora nicotianae*; *Bacillus subtilis*, überlebt Heissrotte; *Aspergillus sp.*, *Geotrichum sp.* und nicht sporulierende *Pythium sp.* Aus Rindenkomposten wurden verschiedene effiziente Antagonisten wie: *Trichoderma sp.*, *Gliocladium sp.*, *Penicillium sp.*, *Mortierella sp.*, *Paecilomyces sp.*, *Geomyces sp.*, *Ophiostoma sp.* isoliert.

Die Komposte können in gewissen Fällen auch unmittelbar gegen Krankheitserreger wirken, d.h. auch bei Abwesenheit der Wirtspflanze das Überleben des Erregers beeinträchtigen, indem sie den Aufbau einer Erregerpopulation verhindert. In anderen Fällen beeinflusst der Kompost die Erregerpopulation erst bei Anwesenheit der Wirtspflanzen des Erregers.

Chemische und physikalische Parameter

Neben der biologischen Aktivität können auch gewisse chemische Eigenschaften der Komposte eine gewisse Rolle für deren Suppressivitätspotential spielen. Die Reduktion der Kohlenstoffkonzentrationen im Kompost korreliert mit der Erhöhung der Suppressivität. Substrate mit erhöhter Suppressivität zeichnen sich durch niedrige Nährstoffverfügbarkeit und eine grosse Population von mesophylen Mikroorganismen mit einer grossen Aktivität aus.

Der Nitratgehalt im Boden scheint neben der mikrobiologischen Aktivität der Komposte auch eine gewisse Bedeutung zu haben, hohe Nitratgehalte können die Suppressivität reduzieren.

Es sind auch Beispiele bekannt, dass in erster Linie das allgemeine Nährstoffangebot und die Verbesserung der physikalischen Eigenschaften des Bodens sich günstig auf die Pflanzengesundheit auswirken, womit die Pilzschäden abgedämpft wurden.

Anregung der bodenmikrobiologischen Aktivität

Der Wirkungsmechanismus der Komposte beruht wahrscheinlich sowohl auf der eigenen mikrobiologischen Aktivität als auch auf der Anregung der mikrobiologischen Aktivität der Böden. Kompostgaben erhöhen im Boden die existierende Suppressivität gegen *Fusarium oxysporum f.sp. lini* bei Lein. Dieser Effekt ist proportional zur Menge verabreichten Kompostes. Autoklavierter Kompost löst in unbehandeltem Boden gleiche Effekte aus. Nicht jedoch in autoklavierten Böden.

Unterschied zwischen Kompost und anderen organischen Düngern

Der Hauptunterschied zwischen Komposten und anderen organischen Düngern beruht im Wesentlichen auf den inhärenten mikrobiologischen Populationen im Kompost. Reisstrohgaben im Boden liefern sowohl für Pathogene wie für Saprophyten Energie und Nährstoffe. Reife Strohkomposte wiesen deutlich tiefere Atmungswerte auf als frische Strohgaben. Das Risiko Krankheitserreger zu fördern ist nach Kompostgaben deutlich kleiner als nach Strohgaben. Die Ursache beruht wahrscheinlich auf der erhöhten

Zellulosezufuhr durch die frische Rinde, die *Rhizoctonia* für sein Wachstum verwenden kann. Bei Komposten ist die Verfügbarkeit an Zellulose stark reduziert.

Bedeutung der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien

Die Bedeutung der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien für die Suppressivität von Komposten wurde von verschiedenen Autoren untersucht.

Bei einer generellen Betrachtung der analysierten Arbeiten gewinnt man den Eindruck, dass die Zusammensetzung der Anfangsmischung nur indirekt von Bedeutung ist. Die physiologische Reife der Komposte, die unterschiedliche mikrobiologische Zusammensetzung sowie die Stickstoffverfügbarkeit, scheint dabei die grössere Rolle zu spielen. Mit diesen Faktoren konnten etliche Wissenschaftler die unterschiedlichen Wirkungen der Komposte gegenüber Pflanzenkrankheiten erklären. Einzig die Zugabe ligninhaltigen Materials während der Reifungsphase, wie zum Beispiel Hanffasern als Torfersatz, vermochte das Suppressivitätspotential von Komposten deutlich zu erhöhen; dies beruht wahrscheinlich auf einer Stimulierung der *Trichoderma* spp.-Population.

Applikationsmenge

Die suppressive Wirkung von Komposten ist meist proportional zur Menge der Kompostgabe.

Kompost ist bereits mikrobiologisch gut gepuffert, so dass die Gefahr besteht, dass bei zu hohen Kompostgaben wachstumshemmende Effekte auftreten. Dies aufgrund zu hoher Salzgehalte oder Nährstoffüberangebote.

Reifezustand des Kompostes

Es wird zwischen "allgemeiner" und "spezifischer" bzw. zwischen „quantitativer“ und „qualitativer“ Suppressivität unterscheiden. Hauptursache für die verschiedenen Suppressivitätstypen sind die mikrobiologischen Populationen die die Komposte besiedeln, sich jedoch während des Rotteprozesses laufend verändern. Womit Komposte mit unterschiedlichem Reifegrad nicht dieselbe Wirkung auf Krankheitserreger ausüben können.

Zahlreiche Autoren haben nachweisen können, dass der Abbaugrad des organischen Materials ein entscheidender Faktor darstellen kann. Sehr junge Komposte weisen meistens eine geringe Suppressivität auf. Zu hohe Nährstoff- und Energiegehalte (Glukose, Aminosäure, usw.) von frischen organischen Materialien können die Produktion essentieller Enzyme der Antagonisten unterdrücken.

Bei fortschreitender Reifung nimmt allgemein das Unterdrückungspotential zu. Überschreitet die Reife ein gewisses Stadium, ist die organische Substanz wohl hoch stabilisiert, die mikrobiologische Aktivität hingegen nimmt ab, und der Kompost verliert an Suppressivität.

In gewissen Fällen sind junge Komposte effizienter als reifere. Es gelang mit verschiedenen jungen Komposten erfolgreich Kohlpflanzen vor Befall durch *Plasmodiophora brassicae* zu schützen. Der Schutz nahm mit zunehmender Kompostreife ab.

Bei einigen Krankheitserregern ist nicht bekannt, inwiefern der Reifezustand des Kompostes eine Rolle spielt.

Massnahmen, um die Suppressivitätspotential von Komposten zu erhöhen

Um die Qualitätssicherung des Kompostes zu stabilisieren, propagieren etliche Autoren, den Kompost gezielt mit ausgewählten Antagonisten zu inokulieren. Eine Beimpfung mit *Trichoderma harzianum* erhöht effektiv die Suppressivität von Komposten nach der Hitzephase.

Weitere Möglichkeiten bestehen mit mehrstufigen Kompostiertechniken. Damit wurde beispielsweise mit Krabbenabfällen der Anteil an suppressiven Chitinderivaten im Kompost stark erhöht.

Durch Zugabe von ligninhaltigen Materialien während der Reifungsphase werden die ligninabbauenden Pilze wie *Trichoderma* spp. gefördert.

Langfristige Wirkungen / praktische Anwendung

Heute existieren genügend fundierte Arbeiten, die bestätigen, dass die positiven Wirkungen von Komposten auf die Pflanzengesundheit nicht allein Laborerscheinungen sind. Dank dem Einsatz von gut gereiftem Grüngutkompost im Himbeeranbau (je 20 l pro Laufmeter im Frühjahr und im Herbst) konnte das Himbeerwurzelsterben (*Phytophthora fragariae* var. *rubi*) effizient bekämpft werden.

Die Wirkung im Feld ist jedoch nicht immer so spezifisch wie bei den Himbeeren, aber generell werden das Wachstum und die Gesundheit der Pflanzen gefördert. Die Menge vermarktbarer Knollen konnte durch Champignonmistkompost signifikant erhöht werden.

Die positive Wirkung von Komposten im Feld beruht möglicherweise auf verschiedenen Faktoren: durch die Stickstoffdüngung der Pflanzen, die Stimulation der mikrobiologischen Aktivität der Bodenmikroorganismen oder durch die Aktivität der Kompostmikroorganismen selbst.

In der Praxis können Komposte eine Alternative zu Methylbromidbehandlungen darstellen. Um hier erfolgreich zu sein, muss allerdings der Qualität der Komposte besondere Beachtung geschenkt werden. Als wichtige Parameter gelten der Stickstoffhaushalt, die Reife und Stabilität der Komposte sowie der Applikationszeitpunkt. In der Schweiz wird Kompost erfolgreich nach Bodendämpfung eingesetzt, um den Boden neu zu beleben und die Effizienz der Behandlung zu erhöhen und längerfristig zu sichern.

Kompost und induzierte Resistenz

Komposte beeinflussen nicht nur die Gesundheit der Pflanzen in Bezug auf bodenbürtige Krankheitserreger. In Versuchen mit geteilten Wurzeln, wo nur die eine Hälfte mit Kompost in Berührung kam, induzierten Komposte Resistenz in Gurkenpflanzen gegen *Pythium ultimum*. Diese Wirkungen gehen nach Sterilisation der Komposte verloren.

Nicht nur Komposte, sondern auch Kompostextrakte können Resistenz in den Pflanzen induzieren. In diesem Fall erwiesen sich die Induktionsmechanismen als hitzeresistent.

Verschiedene Kompostextrakte sowie Kompostgaben im Boden können Gerstenpflanzen vor *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei* schützen. Ein additiver Effekt konnte bei einer kombinierten Applikation der beiden Methoden beobachtet werden.

Die vom Kompost induzierte Resistenz scheint mehr auf die Stärke der Pflanzenabwehrreaktion gegen Pathogeninfektionen zu wirken als auf einer Aktivierung von Antagonisten zu beruhen.

Kompostextrakte und Blattkrankheiten

Wie schon vorher angedeutet, können auch Kompostextrakte in Wasser wie übliche Fungizide direkt auf die Blätter gesprayt werden, um Pflanzen vor Krankheiten zu schützen. Zahlreiche Arbeiten berichten von solchen Wirkungen. Eine aktuelle Darstellung der Literatur über diese Technik wurde kürzlich publiziert.

Wahl der Komposte

Die Frage nach effizienteren Komposten zur Extraktgewinnung ist noch nicht eingehend geklärt, und es liegen widersprüchliche Ergebnisse vor. Aufgrund eines Versuchs scheinen Traubentresterkompostextrakte effizienter zu sein als Extrakte von Schafmistkompost und Schafmist-Hühnermist, da die

letzteren ihren Schutzeffekt von Peperoni gegen *Botrytis* sp. verlieren, falls man diese Extrakte 5 oder 25 mal verdünnt, jedoch nicht die Extrakte aus Traubentresterkomposten.

Neben der Zusammensetzung der Kompostausgangsmaterialien spielt auch das Reifestadium eine Rolle für die Effizienz des Extraktes. Lang gelagerte Komposte, die physiologisch stabilisiert sind, erwiesen sich als weniger effizient als jüngere.

Einfluss der Extraktionsdauer

Die Dauer der Extraktion beeinflusst die Wirksamkeit des Extraktes. Bei Champignonmist beispielsweise steigt die Effizienz des Extraktes mit der Extraktionsdauer und erreicht ein Maximum nach 5 bis 9 Tagen. Um einen effizienten Schutz der Rebe gegen *Botrytis cinerea* zu gewährleisten war eine minimale Extraktionszeit von mindestens 10 Tagen erforderlich.

Andere Autoren fanden, dass die Hemmung der Sporenkeimung und des Myzelwachstums von *Botrytis cinerea* unabhängig von der Extraktionszeit ist. Die Wirkung *in vivo* der Extrakte war bei einer Extraktionsdauer von drei bis acht Tage am höchsten.

Eine Reduktion des Schutzpotentials von Extrakten bei längerer Extraktionsdauer wurde ebenfalls beobachtet. Man testete die Wirkung von Kompostextrakten zur Unterdrückung der durch *Pythium graminicola* verursachten Wurzelfäule in Rasen. Die maximale Krankheitsunterdrückung des Extraktes war nach einer Extraktionszeit von vier Tagen erreicht, und nach vierzehn Tagen Extraktionsdauer war die Suppressivität verloren. Man fand auch, dass die Wassertemperatur während der Extraktion das Ergebnis beeinflusst: liegt sie über 20°C vermindert sich die Effizienz des Extraktes.

Hitzeempfindlichkeit der Extrakte

Die meisten Berichte erwähnen, dass Komposte durch Hitzebehandlung die Suppressivität verlieren. Im Gegensatz dazu beobachteten zahlreiche Autoren, dass die Aktivität der Kompostextrakte auch nach Hitzebehandlung bestehen bleibt, selbst nachdem die Lösung durch eine 0,2 µm Membran gepresst worden ist. Noch sieht es danach aus, dass das Hauptaktivprinzip der Champignonmistextrakte auf kleineren hitzestabilen Molekülen beruht, die nicht proteinischer Natur sind und durch anaeroben Mikroorganismen produziert werden.

Diesbezüglich ist die Situation nicht eindeutig. Es gibt auch Beobachtungen, dass die Wirkung von Kompostextrakten nach deren Sterilisierung verloren geht. Die Autoren gehen davon aus, dass der Schutzmechanismus mikrobiologischer Natur ist.

Diese widersprüchlichen Angaben deuten darauf hin, dass möglicherweise verschiedene Prinzipien bei Kompostextrakten für den Schutz der Pflanzen vor Pflanzenkrankheiten ineinander spielen. Es ist denkbar und wahrscheinlich, dass während der Extraktion die von Mikroorganismen ausgeschiedenen sekundären Metaboliten für den Schutz der Pflanzen verantwortlich sind. Je nachdem in welchem physiologischen Stadium der Extrakt angewendet wird, könnte eine Abtötung der Mikroorganismen diesen Vorgang stören. Um diese Fragen zu klären sind weitere Forschungen erforderlich.

Mikrobiologische Effekte der Extrakte

Die Auswirkungen von Kompostextrakten auf das mikrobiologische Gleichgewicht der Phyllosphäre wird mehrfach beschrieben. Es wurden auch deutliche Korrelationen zwischen der mikrobiellen Aktivität in der Phyllosphäre und der Unterdrückung des Krankheitsbefalls aufgezeigt. Die Schutzwirkung beruht auf der Hemmung der Sporenkeimung, auf Antagonismen und Konkurrenz mit den Krankheitserregern, sowie auf Induktion von Resistenzreaktionen bei den Wirtspflanzen.

Die Tatsache, dass die Sterilisierung gewisser Kompostextrakte keine Wirkungseinbuße zur Folge hat, spricht für die These des Nährstoffeintrages.

Einflüsse auf die Krankheitserreger

In einigen Arbeiten konnte mit Extrakten aus Mistkomposten eine direkte Hemmung parasitischer Pilze beobachtet werden, weshalb die induzierte Resistenz als der wahrscheinlichste Schutzmechanismus bei den höheren Pflanzen betrachtet wird. Zahlreiche Arbeiten hingegen haben eine Hemmung der Sporangien oder der Konidienkeimung aber auch des Mycelwachstums bei verschiedenen Pilzen beobachtet: bei *Plasmopara viticola*, bei *Venturia inaequalis*, bei *Botrytis cinerea*, bei *Cochiobolus carborum*, sowie bei *Sphaeropsis sapinae*.

Feldergebnisse

Unter kontrollierten Bedingungen konnten mit Kompostextrakt Apfelpflanzen effizient gegen Apfelschorf (*Venturia inaequalis*) geschützt werden. Im Feld erwies sich dieser Schutz als ungenügend, möglicherweise aufgrund des sehr hohen Krankheitsdrucks bei der herrschenden feuchten Witterung. In anderen Versuchen gelang es, durch wöchentliche Behandlungen von Apfelbäumen mit Kompostextrakten im Freiland den Schorfbefall auf den Blättern signifikant zu reduzieren, nicht jedoch auf den Früchten.

Erfolgreiche Anwendungen von Kompostextrakten im Freiland wurden bei Reben beschrieben. Man erreichte eine gute Kontrolle mit fünf Kompostextraktbehandlungen von Rotbrenner (*Pseudopeziza tracheiphila*), des falschen und echten Mehltaus (*Plasmopara viticola* und *Uncinula necator*). Ausserdem wird von einem effizienten Schutz von Kartoffeln vor *Phytophthora infestans* im Freiland berichtet, vor allem dann, wenn die Kompostextrakte mit antagonistischen Mikroorganismen angereichert worden sind. Des Weiteren gibt es auch einen Bericht über einen erfolgreichen Einsatz in Erdbeeren gegen *Botrytis cinerea*.

Aus dem Gemüsebau sind ebenfalls erfolgreiche Anwendungen von Kompostextrakten bekannt. Mit einer wöchentlichen Anwendung von Schafmistkompostextrakt wurde nicht nur der Befall von Tomaten durch *Alternaria solani* reduziert, sondern auch der Ernteertrag erhöht. Eine signifikante Reduktion von *Botrytis*-Befall und echtem Mehltau bei Tomate (Erreger: *Leveillula taurica*) wurde im kommerziellen Gewächshausanbau mit Schafkompostextrakten erzielt. Mit ebenfalls wöchentlichen Behandlungen von Salaten mit Kompostextrakte konnte im Gewächshaus zwar die *Botrytis*-Krankheitsinzidenz nicht reduziert werden, die Intensität der Krankheit hingegen schon. Dies führte zu einer signifikant höheren Anzahl vermarktbarer Salate.

In Feldversuchen nahm man eine Weizensaatgutbeizung mit Magermilchpulver, Weizenmehl und Algenpulver vor, und reduzierte damit den Befall des Weizensteinbrandes (*Tilletia caries*) stark. Die Anwendung von Kompostextrakt als Haftmittel erhöhte zudem die Wirkung der getesteten Präparate.

Wirkungserhöhung

Die Zugabe von Nährstoffen in die Extrakte verbesserte deren Wirkung nicht. Hingegen steigerten Zugaben von 0,5 % Kasein die Effizienz von Kompostextrakten, obwohl Kasein allein keine krankheits-hemmende Wirkung aufweist. Ein ähnlicher Effekt wurde mit Kiefernadelöl (0,05 %) erzielt.

Kompostgaben auf die Böden und Behandlung der Gerstenblätter mit Kompostextrakten ergibt einen weitgehenden Schutz der Gerstenpflanze vor *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei*. Mit einer kombinierten Applikation beider Methoden beobachtete man einen additiven Effekt.

1.6 Schlussfolgerungen

Komposte können nachhaltig die Eigenschaften von Böden verbessern. In diversen Arbeiten fand man, dass sich mit der Zeit in den Böden, welche Kompostgaben erhielten die Krümelstabilität erhöhte und das Porenvolumen zunahm. In beiden Fällen handelt es sich aus pflanzenbaulicher Sicht um wertsteigernde Bodeneigenschaften. Böden mit einer höheren Krümelstabilität verschlämmen weniger und ermöglichen einen höheren Gasaustausch sowie eine bessere Sickerrate für Niederschlagswasser in der obersten Bodenschicht. Ein höheres Porenvolumen verbessert den Gasaustausch in tieferen Bodenschichten und ermöglicht ein widerstandsfreies Versickern des Oberflächenwassers in die tieferen Bodenschichten.

Komposte können generell als Bodenverbesserer angesehen werden. Obwohl für die Kompostierung die Bedeutung des Nährstoffrecyclings nicht zu unterschätzen ist, dürfen sie keinesfalls direkt mit mineralischen Düngern verglichen werden. Eine rasche Wirkung kann einzig von speziellen Komposten mit einem hohen bakteriell gebildeten Nitratanteil erwartet werden. Der Grossteil der Komposte zeichnet sich durch einen relativ hohen Anteil an ligninhaltigen Substanzen (bei hohem Holzanteil im Ausgangsmaterial) aus. Diese Anteile tragen im Falle einer guten Rotteführung wesentlich dazu bei den Humusgehalt der Böden anzuheben. Mit Ausnahme der Torfböden ist allgemein ein höherer „stabiler“ Humusgehalt erwünscht. Damit kann die Nährstoffspeicherkapazität sowie die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe in den Böden wesentlich angehoben werden. In tropischen Böden akzentuiert sich dieser Effekt noch deutlicher, und durch eine gute Humuswirtschaft kann Aluminium-Vergiftungen vorgebeugt werden. Bei solchen Böden kann mit einer gezielten Kompostwirtschaft sehr viel erreicht werden. In diesem Zusammenhang ist es für die Anwender entscheidend, den Wert seiner Komposte bereits auf dem Kompostierplatz richtig einschätzen zu können. Man kommt hier nicht darum herum verlässliche und einfach erhebbare Parameter zu finden, welche eine Abschätzung der Wirkung auf die Böden und die Nutzpflanzen ermöglichen.

Es ist auch nicht weiter verwunderlich, dass mit der Zufuhr von organischer Substanz auch die Bodenfauna und -flora angeregt wird. Häufig findet man Arbeiten, die darauf hinweisen, dass durch Kompostanwendungen die Regenwürmer generell gefördert werden. Welche positive Bedeutung den Regenwürmern im Ackerbau zukommt, ist bereits anderweitig eingehend abgehandelt worden.

Eine vollkommen neue Dimension eröffnet sich im Hinblick auf die oft im Zusammenhang mit Kompostanwendungen beobachteten suppressiven Wirkungen auf Pflanzenkrankheiten und phytophage Nematoden. Teilweise sind auch die Organismen, welche sich in Komposten entwickeln können und in der Lage sind bodenbürtige Pilzkrankheiten und phytophage Nematoden zu unterdrücken, bekannt. Dennoch beginnt man erst nach und nach die Bedingungen zu verstehen, unter denen sie sich in Komposten entwickeln können.

Damit wird auch klar, dass Kompostieren, bzw. eine richtige Rotteführung in erster Linie eine Lenkung der Rotteorganismen ist. Um auf diesem Gebiet weiterzukommen, wird man sich vermehrt mit den mikrobiellen Prozessen während der Kompostrotte befassen müssen. In diesem Bereich liegt auch ein interessantes wertsteigerndes Potential für Komposte, die einen sehr prominenten Platz in der nachhaltigen Landwirtschaft einnehmen können.

Mit der vorliegenden Literaturstudie stiess man auch auf existierende Wissenslücken und offene Fragen, die im Interesse der Kompostwirtschaft noch geklärt werden müssen.

Diese Fragen betreffen unter anderen die Dynamik von Pflanzennährstoffen, die verantwortlichen Schutzmechanismen gegen Pflanzenkrankheiten und phytophage Nematoden, die kombinierte Anwendung von Hofdüngern oder anderen organischen Düngern, die Kombination von Kompostgaben mit

anderen acker- und pflanzenbaulichen Massnahmen, die Wirkungen von Gärgut und Gärgutkompost. In all diesen Gebieten besteht erheblicher Forschungsbedarf.

Alfred Berner, FiBL

Markus Bieri, Ecobel GmbH

Ulrich Galli, TerraNova Umweltberatung GmbH

Jacques G. Fuchs, FiBL

Jochen Mayer, FAL

Konrad Schleiss, Umwelt und Kompostberatung

2 Gesetzliche Regelungen und internationale Standards

Konrad Schleiss

Gesetzlich explizit geregelt sind in der Schweiz nur die Schwermetallgrenzwerte und die Abgabemodalitäten für Kompost und Gärgut in der Stoffverordnung (StoV).

2.1 Begriffe (StoV und Düngerverordnung)

- a. *Hofdünger*: Gülle, Mist, Mistwässer, Güllenseparierungsprodukte, Silosäfte und vergleichbare Abgänge aus Betrieben mit Tierhaltung, in aufbereiteter oder nicht aufbereiteter Form;
- b. *Recyclingdünger*: Dünger pflanzlicher, tierischer, mikrobieller und mineralischer Herkunft oder aus der Abwasserreinigung, wie:
 1. Kompost: fachgerecht, unter Luftzutritt verrottetes pflanzliches und tierisches Material, das zu Düngezwecken, als Bodenverbesserer, als Substrat, als Erosionsschutz, in Rekultivierungen oder für künstliche Kulturerden verwendet wird,
 2. Gärgut: fachgerecht unter Luftabschluss vergärtes, nachbelüftetes pflanzliches und tierisches Material, das zu Düngezwecken, als Bodenverbesserer, als Substrat, als Erosionsschutz, in Rekultivierungen oder für künstliche Kulturerden verwendet wird,
 3. Presswasser: bei der Vergärung von pflanzlichem und tierischem Material anfallendes Wasser, das zu Düngezwecken verwendet wird,
 4. unverrottetes pflanzliches Material wie Gemüse-, Brennerei- und Mostereiabfälle oder Extraktionsschrot,
 5. etc...
- c. *Mineraldünger*: Erzeugnisse, die aus Naturstoffen oder chemisch hergestellt werden und Stoffe wie Cyanamid und Harnstoff;
- d. *Organische und organisch-mineralische Dünger*: Erzeugnisse, welche hauptsächlich aus kohlenstoffhaltigem Material pflanzlichen oder tierischen Ursprungs bestehen, und Mischungen solchen Materials

Der Begriff „Gärgut“, der im schweizerischen Sprachgebrauch Einzug gehalten hat, wird im übrigen deutschen Sprachraum meistens synonym als „Gärrest“ verwendet. Einzigartig und eher überraschend ist auch die Bezeichnung „nachbelüftet“ bei der StoV-Definition von Gärgut, die sich in keinem der Nachbarländer wieder findet. Die Unterscheidung in Gärgut und Presswasser ist auch einmalig in der Schweiz, im übrigen deutschsprachigen Gebiet wird unterschieden in Gärrest fest und Gärrest flüssig, was mit den französischen und englischen Begriffen „digestat bzw. digestate“ in fester oder flüssiger Form übereinstimmt. In den Definitionen der European Commission (2001) werden „compost“ und „digestate“ als Produkte der Verarbeitung von separat gesammelten organischen Abfällen bezeichnet (European Commission 2001). Kommt in naher Zukunft in Europa kein Kehrriechkompost mehr auf dem Markt? Eine Antwort soll in einer europäischen Grüngut-Verordnung im nächsten Jahr gegeben werden.

2.2 Gesetzliche Regelungen zur Abgabe (StoV)

2.2.1 Grundsatz

- 1 Dünger dürfen nur abgegeben werden, wenn:
 - a) sie nach der Düngerverordnung zugelassen sind und den entsprechenden Anforderungen genügen; dies gilt nicht für Hofdünger, die direkt an Endverbraucher abgegeben werden, sowie für Dünger, die ausschliesslich zur Ausfuhr bestimmt sind;
 - b) sie so beschaffen sind, dass sie bei fachgerechter Verwendung die Umwelt oder mittelbar über die Umwelt den Menschen nicht gefährden können; und
 - c) die Anforderungen nach den Ziffern 22–24 erfüllt sind.
- 2 Klärschlamm darf nicht abgegeben werden; vorbehalten bleibt Ziffer 5.

2.2.2 Qualitätsanforderungen (StoV) zu Kompost, Gärgut und Presswasser in der Schweiz

1 Der Schadstoffgehalt von Kompost, Gärgut und Presswasser darf die folgenden Grenzwerte nicht übersteigen; Ausnahmegenehmigungen nach Ziffer 41 Absatz 2 bleiben vorbehalten:

Schadstoff Grenzwert in Gramm pro Tonne Trockensubstanz

Blei (Pb) 120	Nickel (Ni) 30
Cadmium (Cd) 1	Quecksilber (Hg) 1
Kupfer (Cu) 100	Zink (Zn) 400

2 Für Kompost, Gärgut und Presswasser gelten die folgenden Richtwerte:

Schadstoff Richtwert

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) 4 Gramm pro Tonne Trockensubstanz¹

Dioxine (PCDD) und Furane (PCDF) 20 Nanogramm I-TEQ² pro Kilogramm Trockensubstanz

1 Summe der folgenden 16 PAK-Leitverbindungen der EPA (Priority pollutants list): Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Indeno (1,2,3-cd)pyren, Dibenzo(a,h)anthracen und Benzo(ghi)perylen

2 I-TEQ = Internationale Toxizitätsäquivalente

3 Kompost, Gärgut und Presswasser darf kein Klärschlamm beigegeben werden.

4 Kompost, Gärgut und Presswasser dürfen weder Pflanzenschutzmittel noch Mittel zur Beeinflussung biologischer Vorgänge im Boden beigegeben werden.

2.2.3 Vergleich der Schwermetallgrenzwerte zwischen Europa und USA

Die Frage, ob es richtig ist, für Komposte die Klärschlammgrenzwerte zu verwenden, wie es in den USA üblich ist, stellt sich für die Schweiz nicht mehr. Der Faktor von rund 20 mal höheren Grenzwerten befremdet uns Europäer etwas. Sind unsere Grenzwerte zu hart? Die Schweizer Grenzwerte liegen im Vergleich bei den höchsten Anforderungen und garantieren damit, dass nur separat gesammelte biogene Rohstoffe verwendet werden können. Im europäischen Umfeld sind auch noch sehr verschiedene Grenzwerte zu finden, im Rahmen einer EU-Kompostverordnung soll es zu einer Angleichung kommen (ECN). Aber auch dann haben wir noch keine abgestimmte Begrenzung mit den Bodenschutzbestrebungen.

Tabelle 2.1: Vergleich der CH- Schwermetallgrenzwerte mit jenen in der EU + USA

Land	Quality Standards [mg/kg dm]	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
AT	Biowaste Ordinance Class A	1	70	150	0,7	60	120	500
BE (Fland.)	Agricultural Ministry	1,5	70	90	1	20	120	300
DK	Agricultural Ministry	0,4	-	1000	0,8	30	120	4000
D	Biowaste Ordinance Type II	1,5	100	100	1	50	150	400
IRE	Draft	1,5	100	100	1	50	150	350
LUX	Environmental Ministry	1,5	100	100	1	50	150	400
NL	Class "Standard Compost"	1	50	60	0,3	20	100	200
ES (Cata.)	Class A (Draft)	2	100	100	1	60	150	400
SWE	RVF Quality requirements	1	100	100	1	50	100	300
UK	TCA Quality Label	1,5	100	200	1	50	150	400
CH	Federal Ordinance OHW	1		100	1	30	120	400
USA	EPA CFR40/503 Sludge Rule	39		1500	17	420	300	2800

In den USA fokussiert sich die Diskussion auf gewisse schwer abbaubare Herbizide, welche in den Kompost gelangen können (wie z.B. Chlorpyralid und Picloram). Dieses Thema wird in einer kleinen Gruppe, vor allem in Washington State und New York, debattiert. Studien über den Abbau dieser Chemikalien weisen eher auf eine Verlangsamung des Abbaus im Kompost im Vergleich zu dem in Boden hin. Der Umstand, dass die zur Diskussion stehenden Chemikalien anderweitig in der Landwirtschaft eingesetzt werden, verkompliziert die ganze Problematik. In der Schweiz werden die Pestizide vor der Zulassung sehr streng auf die Abbaubarkeit geprüft. Von daher kann von einer weitgehenden Unbedenklichkeit der zugelassenen Produkte ausgegangen werden.

Tabelle 2.2: Vereinzelte Grenzwerte für organische Schadstoffe in EU-Staaten

	Austria	Denmark	Luxembourg
	<i>Mixed MSW compost only</i>	<i>Biowaste compost 1 analysis per year</i>	<i>Guide values for fresh and matured compost</i>
PCB ¹	1 mg/kg dm		0,1 mg/kg dm (4 analysis per year)
PCCD/F ²			20 ng/kg dm (4 analysis per year)
Dioxins	50 ng ITEQ/kg dm		
PAH ³	6 mg/kg dm	3 mg/kg dm	10 mg/kg dm (2 analysis per year)
AOX ⁴	500 mg/kg dm		
Hydrocarbons	3000 mg/kg dm		
LAS ⁵		1300 mg/kg dm	
NPE ⁶		30 mg/kg dm	
DEHP ⁷		50 mg/kg dm	

¹ PCB: Polychlorinated biphenyls; ² PCCD/F: Polychlorinated dibenzofuran; ³ PAH: polycyclic aromatic hydrocarbons; ⁴ AOX: Absorbable organic halogens; ⁵ LAS: linear alkylbenzene sulphonates; ⁶ NPE: nonylphenol; ⁷ DEHP: Di (2-ethylhexyl) phthalate.

2.2.4 Einschränkungen (StoV) für Stickstoffhaltige und flüssige Dünger

1 Stickstoffhaltige Dünger dürfen nur zu Zeiten ausgebracht werden, in denen die Pflanzen den Stickstoff aufnehmen können. Erfordern besondere Bedürfnisse des Pflanzenbaus ausserhalb dieser Zeiten dennoch eine Düngung, so dürfen solche Dünger nur ausgebracht werden, wenn keine Beeinträchtigung der Gewässer zu befürchten ist.

2 Flüssige Dünger dürfen nur ausgebracht werden, wenn der Boden saug- und aufnahmefähig ist. Sie dürfen vor allem dann nicht ausgebracht werden, wenn der Boden wassergesättigt, gefroren, schneebedeckt oder ausgetrocknet ist.

Einschränkungen für Kompost, Gärgut und Presswasser

1 Auf einer Hektare dürfen innert drei Jahren bis zu 25 t Kompost und Gärgut (bezogen auf die Trockensubstanz) oder 100 m³ Presswasser verwendet werden, wenn dadurch der Bedarf der Pflanzen an Stickstoff und Phosphor nicht überstiegen wird.

2 Auf einer Hektare dürfen innert zehn Jahren nicht mehr als 100 t Kompost und Gärgut (bezogen auf die Trockensubstanz) als Bodenverbesserer, Substrat, Erosionsschutz, für Rekultivierungen oder künstliche Kulturerden verwendet werden.

2.3 Hygieneanforderungen gemäss Mindestqualität

Gemäss Hygieneziel für Kompost und Gärgut muss der Gehalt an Krankheitserregern für Menschen, Tiere und Pflanzen unbedenklich sein (FAL 1999). Die FAL überarbeitet zurzeit die Anforderungen an die Mindestqualität von Kompost und Gärgut.

Tabelle 2.3: Hygieneanforderungen an Komposte (FAC 1995)

Anforderungen an Kompost	Bemerkungen
Mindestens 3 Wochen über 55°C	In dieser Zeit muss mindestens 3x umgesetzt werden
Oder mindestens 1 Woche über 65°C	Vor allem für geschlossene Systeme
Oder ein anderes geeignetes Verfahren zur Erreichung der hygienischen Unbedenklichkeit	z.B. Pasteurisierung, Dämpfung etc.

Natürlich soll eine neue Regelung auch EU-konform sein. Für Betriebe ohne entsprechenden Hygienenachweis wird in der EU-Hygienerichtlinie eine Vorpasteurisierung für hygienisch belastetes Material verlangt (70°C, 1h). Dieses Vorgehen wird voraussichtlich durch die schweizerische Düngerkontrolle analog zu den EU-Regelungen übernommen.

2.3.1. Hygieneforderungen im europäischen Vergleich

Die geforderten Minimaltemperaturen über einen gesicherten Zeitraum variieren in den europäischen Ländern relativ wenig. Die Schweiz verlangt zurzeit eher eine hohe Verweilzeit mit über 55°C über drei Wochen. Die meisten Länder sehen dafür nur zwei Wochen vor.

Tabelle 2.4: Mindesttemperaturforderungen für Hygiene in Kompostierung und Vergärung

Land	Standard	Temp. Kompost	Temp. Vergärung
Dänemark		55°C, 14 Tage	
Frankreich		60°C, 4 Tage	
Niederlanden		55°C, 4 Tage	
Italien		55°C, 3 Tage	
Belgien (Flandern)		60°C, 4 Tage	
Schweiz	VKS (2001)	55°C, 21 Tage / 65°C, 7 Tage	53°C, 24h
Deutschland	BioAbfV (21.09.98)	55°C, 14 Tage / 65°C, 7 Tage	55°C, 24h

Tabelle 2.5: Mindesttemperaturforderungen für Hygiene in Mieten- und eingehauster Kompostierung

Land	Standard	Mietenkompostierung	Gedeckt, eingehaust
Irland		55°C, 15T age	55°C, 3 Tage
Schweden		55°C, 14 Tage / 65°C, 7 Tage	55°C, 10 Tage / 65°C, 2 Tage
Grossbritannien		55°C, 15 Tage	55°C, 3 Tage

Deutschland

- Kompostierung
Möglichst zusammenhängender Zeitraum, gesamtes Mischgut
- Vergärung
Hydraulische Verweilzeit im Reaktor mindestens 20 Tage oder thermische Vor- bzw. Nachbehandlung (70°C, 1h)

Grossbritannien

- Möglichst an aufeinander folgenden Tage Temperatur im gesamten Kompostiermaterial messen.
- Mietenkompost muss mindestens alle 3 Tage umgesetzt werden.

Schweden

Abhängig von der Kompostierungsart und dem Risikopotential des Materials

Finnland

Kompost zur Bodenverbesserung darf keine Konzentrationen an schädlichen organischen Substanzen oder Mikroorganismen enthalten, die bei normaler Anwendung Schaden an Mensch, Tier oder Umwelt zufügen können.

2.3.2 Quellen

- <http://www.wrap.org.uk/reports.asp>
- EU-Hygienerichtlinie 1774/2002
- Animal by Products (AbPo)

2.4 Anforderungen bezüglich Krankheitserreger, Fremdstoffe und Unkrautsamen an Komposte und Gärgut

Die Tabelle 2.6 zeigt einen Überblick über die Anforderungen.

Tabelle 2.6: Anforderungen betreffend Erregern, Fremdstoffen und Unkräutern. Teil 1.

	Presence of pathogens	Presence of impurities	Presence of weeds
Austria	Statutory, dependent on area of application	Statutory, impurities >2mm, agric.: max. 0.5%; non food: max. 1.0%	Statutory, horticulture/ hobby gardening/sacked compost: max. 3 plants/litre (germination test)
Belgium Flanders	Statutory, indirect process control	Statutory, stones >5 mm, max. 2%, impurities >2mm, max. 0.5%	Statutory, no weed seeds allowed (germination test)
Belgium Waloonia	Statutory, indirect process control	Statutory, stones >5 mm, max. 2%, impurities >2mm, max. 0.5%	Statutory, no weed seeds allowed (germination test)
Belgium Brussels	Statutory, indirect process control	Statutory, stones >5 mm, max. 2%, impurities >2mm, max. 0.5%	Statutory, no weed seeds allowed (germination test)
Denmark	Statutory	Statutory – plastic, metal, glass portion >2 mm may not exceed 0.5% weight in dm	Voluntary – 3 content levels: Very low (<0.5 seeds and plant parts/l), noticeable content (0.5–2/l), large content (>2/l)
Finland	Only remark ‘may not contain to a harmful extent’	Statutory max 0.5% fm	No
France	Statutory – no harmful micro-organisms which may endanger man, animals or the environment	Yes	No
Germany	Statutory – process and product tests	Statutory, 0.5% weight/dm plastic, glass, metal; stones >5mm <5% weight – statutory	Statutory, germinating seeds and sprouting plant parts must be more or less absent (<0.5 plants/l compost for potting compost)
Greece	Statutory – no Enterobacteria should be detectable	Plastic <0.3%dw; glass <0.5%dw	No
Ireland (licensing)	(under licensing regime) – for human and plant pathogens	<1.5% of >25 mm in dry matter	No
Italy	Statutory	Statutory, plastics (mesh size <10 mm): <0.5% weight/dm; Inert materials (mesh size <10 mm): <1% weight/dm Inert materials (mesh size >10 mm): absent	Statutory, Fertiliser Law requires weed seeds to be absent Old Decree – weed seeds absent in 50g
Luxembourg (licensing)	Statutory process test and product test	Statutory, plastic, glass, metal (>2mm) <0.5% weight/dm; stones (>5mm) <5% weight dm	Statutory, maximum 2 seeds/litre
Netherlands	Voluntary – product tests	Voluntary – glass (>2mm) <0.2% dm, stones (>5mm) <2% dm, glass (>16m) absent	Voluntary, max 2 germinating seeds and sprouting plant parts per litre

	Presence of pathogens	Presence of impurities	Presence of weeds
Portugal	No	No	No
Spain	Statutory – product test	Statutory, plastic particles and other inerts must not be over 10 mm	Statutory, Yes
	Presence of pathogens	Presence of impurities	Presence of weeds
Sweden	Voluntary – product test	Voluntary, plastics, glass and metals (>2mm) <0,5% dm	Voluntary, ≤2 per litre
Switzerland	Statutory – process test	Statutory, 0.5% weight/dm plastic, glass, metal; stones >5mm <5% weight – statutory	Voluntary, max 1 germinating seeds and sprouting plant parts per litre
UK (Composting Association)	Product test – for 2 human pathogen indicator species	Voluntary, of total air-dried sample: ≤1% m/m glass, metal and plastic, of which plastic 0.5% m/m; and stones ≤5% m/m. (Impurity if >2 mm)	Voluntary, ≤5 viable propagules per litre
Canada	CCME (Statutory) and BNQ (Voluntary) set limits for faecal coliforms and absence of Salmonellae	CCME (Statutory) and BNQ (Voluntary) – foreign matter defined as any matter over a 2 mm dimension that results from human intervention and having organic or inorganic constituents such as metal, glass and synthetic polymers (e.g. plastic and rubber) that may be present in the compost but excluding mineral soils, woody material and rocks.). Three classes specified in terms of% oven-dried mass	No
USA	Statutory – product test	No	No
Australia	Through state or federal guidelines on biosolids	Voluntary – Glass, metal and rigid plastics >2 mm ≤0.5%dm; Plastics – light, flexible or film >5 mm, ≤0.05% dm; Stones and lumps of clay ≤5% dm Suppliers and their customers are advised to agree upon an acceptable maximum level of visual contamination by light weight plastic	No
New Zealand	Voluntary – not explicitly set – only through cross-reference to DoH regulations	100% passes through 15mm x 15mm orifice	No

2.5 Wirtschaftliches Umfeld

Das antreibende Element für die Kompostproduktion sind die Gebühren, welche für die Entsorgung von Grüngut bezahlt werden. Nach den Regeln der Gewinnmaximierung erreicht bei fixen Preisen jenes Unternehmen den höchsten Gewinn, welches den Aufwand minimiert. Das ist eine schlechte Voraus-

setzung, um die Qualitätsproduktion nachhaltig zu fördern. Dennoch muss der erste Impuls zur Qualitätserzeugung von Produzentenseite kommen, um die Zukunft der Separaterfassung und der Produkte Kompost und Gärgut glaubwürdig erscheinen zu lassen. Das ist erfolgt, allerdings nicht in allen Betrieben. Nach einer Forschungsphase sollten sich alle Betriebe hinter diesem Bemühen einreihen!

2.6 Gesetzlich zu regelnde Aspekte

Es gilt die Annahme, dass die Produzenten von Kompost und Gärgut bestrebt sind, dass ihre Produkte nicht als Abfall, sondern im praktischen Sinn als Produkt taxiert werden. Ein Produzent muss sich mit den Eigenschaften der Produkte immer nach den Kundenwünschen richten. Die Basisaspekte, welche für alle Produkte gelten, sind gesetzlich zu regeln, weitergehende Forderungen sind in kundenorientierten Abläufen zu formulieren. Diese auf den Anwender orientierte Sicht führt thematisch zu folgender Einteilungen:

A) Basisaspekte gesetzlich regeln (Mindestanforderungen an alle Produkte)

1. Schwermetallgrenzwerte
2. Grenzwerte für organische Schadstoffe (sofern Notwendigkeit erwiesen)
3. Hygienekriterien
4. Fremdstoffgehalte

B) Weiterführende Kriterien je nach Anwendungszweck, kundenorientiert zu regeln

1. Landwirtschaft

- | | |
|-------------------|--------------------------|
| a. Grünland | d. Obstbau |
| b. Ackerfutterbau | e. Rebbau |
| c. Ackerbau | f. Gemüsebau im Freiland |

2. Gartenbau im Freiland

- | | |
|---------------------------------------|----------------------|
| a. Garten- und Landschaftsbau | c. Baumschulen |
| b. Produktionsgartenbau (Blumen etc.) | d. Containerkulturen |

3. Anbau unter Dach

- | | |
|------------------------------|------------------------|
| a. Gemüsebau im Treibhaus | d. Jungpflanzenanzucht |
| b. Blumen im Treibhaus | e. Dünnschichtkulturen |
| c. Topfpflanzen im Treibhaus | |

4. Hobbybereich

5. Substratbeimischungen

6. Holzprodukte

- | | |
|-----------------------------------|------------------|
| a. Holzschnitzel für Heizzwecke | e. Rindenmulch |
| b. Holzschnitzel für Abdeckzwecke | f. Rindenkompost |
| c. Holzprodukte für Laufhöfe | g. Rindendecor |
| d. Holzfasern und -produkte | |

2.7 Weitergehende, vergleichende Tabellen zur Produktstabilität

Tabelle 2.7: Angewandte Tests zur Bestimmung der Produktstabilität

	Stability test
Austria	As the only maturation parameter the <i>cress test</i> requires a minimum performance of <i>Lepidium sativum</i> grown over a period of about 9 days. Parameters measured are biomass, germination rate and delay of germination.
Belgium Flanders	Statutory – nitrate–ammonium ratio >1 for biowaste compost – this is expected to be changed to a stability degree of ‘Rottegrad IV’ ¹ .
Denmark	Voluntary – the degree of stability (on product sheet) is designated as either not-ready, fresh, stable or very-stable, and shall as a minimum be calculated on the basis of the analytical methods ‘total oxygen demand in 96 hours’ and the ‘Solvita’ compost test.
Germany	Voluntary, Rottegrad (degree of decomposition) ¹ .
Luxem-bourg	Statutory, Rottegrad (degree of decomposition) ¹ .
Netherlands	Voluntary, Rottegrad (max. temp. recording) 1.
Sweden	Voluntary – self-heating or Solvita test.
Switzerland	Voluntary, nitrate-N/ammonia-N-ratio, pH, colour of extract, a group of plant tests (ASCP-Guidelines)
UK	Voluntary, none, though declaration of C/N ratio required.
Canada	CCME and BNQ, compost is deemed mature if two of the following requirements are met: (1) C/N ratio <25; (2) oxygen uptake rate <150 mg O ₂ /kg volatile solids per hour; and (3) germination of cress (<i>Lepidium sativum</i>) seeds and of radish (<i>Raphanus sativus</i>) seeds in compost must be greater than 90% of the germination rate of the control sample, and the growth rate of plants grown in a mixture of compost and soil must not differ more than 50% in comparison with the control sample. OR Compost must be cured for at least 21 days; and reduction of organic matter must be >60% by weight. OR If no other determination of maturity is made, the compost must be cured for a six-month period. The state of the curing pile must be conducive to aerobic biological activity. The curing stage begins when the pathogenic reduction process is complete and the compost no longer reheats to thermophilic temperatures. The CCME guideline also identifies the following criteria that may be used instead of the above to confirm compost maturity: Compost must be cured for at least 21 days; and compost will not reheat upon standing to greater than 20 °C above ambient temperature.
USA	Statutory in some states – see Supplement 19, Section 4, for Massachussets Rule, and also main text.
Australia	Voluntary, none, but self-heating recommended.
New Zealand	Voluntary, testing of the following: pH, conductivity, nitrate, ammonium, maximum particle size ² .

¹Der Rottegradtest kann als eine spezielle Form des Selbsterhitzungstest betrachtet wurden. ²Beachte, dass etliche Tests mit anderen Standards Erhebungen einbeziehen, wie diejenigen, welche als Zusatztests zu den Stabilitätstests in dieser Tabelle aufgelistet sind – die meisten Länder haben sich auf unmittelbare Stabilitätstests konzentriert.

In den USA gibt es keinen Standardansatz um die Stabilität zu erfassen. In kürzlich erschienenen Arbeiten des kalifornischen Kompost-Qualitäts-Gremiums (CCQC) gemeinsam mit der kalifornischen Kommission für integrierte Abfallverwertung (CIWMB), dem Woods End Laboratorium und anderen Sachverständigen wurde Reife als der Grad der umfassenden Kompostierung definiert. Diese Auffassung steht im Widerspruch zu früheren amerikanischen Definitionen und weist darauf hin, dass Reife nicht mehr länger als singuläre Eigenschaft betrachtet wird, die vollkommen unabhängig getestet werden kann. Reife wird nun dadurch erfasst, indem zwei oder mehr Parameter des Komposts gemessen werden nachdem

das C:N-Verhältnis bestimmt worden ist. Das für Kalifornien vorgeschlagene System geht aus Tabelle 2.8 hervor.

Tabelle 2.8: Das vom CCQC vorgeschlagene Kompost-Testsystem zur Bestimmung der Reifeindices

STEP 1: Measure Carbon Nitrogen Ratio (C:N)	
STEP 2: If C:N <25, proceed to one each of (A) and (B)	
Group A parameters (select one)	Group B (select one)
<i>Respiration:</i>	1 Ammonium:Nitrate Ratio
1 CO ₂ -evolution (includes lab CO ₂ or Solvita test)	2 Ammonia concentration (inc. Solvita ammonia)
2 O ₂ -uptake	3 Volatile Organic Acids
3 Dewar Self Heating Test	4 Plant test

Phytotoxizität

Der Stabilitätsbegriff ist zu einem gewissen Grade auch mit der Phytotoxizität verknüpft. Gewöhnlich neigen reife Komposte weniger dazu Wachstumsprobleme zu verursachen. Dies deshalb, da in einigen Ländern Pflanzen als Indikatoren für die Kompostreife verwendet werden (siehe Österreich, Tabelle 2.7 oben). Andere Länder haben ebenfalls Biotests gewählt, um Phytotoxizität zu erfassen. Andere wiederum haben Tests gewählt, um das Vorhandensein von Pflanzenpathogenen zu bestimmen. Die Länder, welche Standards festgelegt haben, sind Österreich, Deutschland, Italien, Luxemburg, die Niederlande, Grossbritannien, Australien und Neuseeland (siehe Box 1 unten).

Sämtliche Standards für Phytotoxizität beruhen, mit Ausnahme von Italien, auf einem Wachstumstest. Gemessen werden Keimung/Wachstum im Kompost oder die Erhebung des Wachstums relativ zu einem Referenztopfsubstrat. In Italien und in den Niederlanden wird Kompost auch auf potentiell schädliche Organismen untersucht. In den Niederlanden handelt es sich um Nematoden, Rizomania virus, und um *Plasmodiophora brassicae* (Vol.) und in Italien um Nematoden, Cestoden und Trematoden.

Box 1: New Zealand Seed Germination Test to Determine Phytotoxicity in Compost

The test involves visually scoring the germination and early root growth of radish seeds in the test sample, using a known non-toxic sample (aged bark) as a control.

Aged bark shall be purchased from HortResearch, Ruakura Research Centre, Hamilton.

1. Sample must be moist before testing.
2. Take two petri dishes and write details of sample on lids.
3. Mix equal parts of the sample and pumice (grade 0–3 mm) thoroughly in a container. Shake well for 30 seconds.
4. Lightly press sample into base of dish.
5. With a nail, make 8 ‘holes’ in the sample media.
6. Drop one radish seed (Yates ‘Salad Crunch’) into each hole.
7. Carefully brush back media to cover the seeds and replace lid.
8. A control sample of aged bark is prepared at the same time as per Steps 1 to 7 above.

8. A control sample of aged bark is prepared at the same time as per Steps 1 to 7 above.
9. Leave on bench and keep moist and out of direct sunlight and check daily.
10. After 3–4 days record number of seeds germinated and score root growth as follows:

Root Length	Score
0	0
1–20% of control	1
21–80%	2
81–100%	3

NGIA STANDARD

The score for root length must be ≥ 2 .

Seed germination must be $\geq 75\%$ of the control sample.

2.8 Folgerungen

Die Aspekte bezüglich potentiell toxischer Elemente (PTE) für Produktstandards basieren zunehmend auf dem Wunsch die Bodenqualität zu schützen. Dies dürfte auch der Hauptschwerpunkt der vorbeugenden Richtlinien sein. Diese sollen mit einer Toleranzmarge versehen sein, die Bandbreite wird in Abhängigkeit der Anforderungen der Standards sein. Die Standards sollten bei guter Praxis der Kompostherstellung erreichbar sein und sollten so festgelegt werden, dass sie geeicht werden können (z.B. Bestimmen der organischen Substanz). Dabei muss auch die Art der Testdurchführung in Betracht gezogen werden, wie die Kosten, die gewünschte Erhebungsfrequenz (entsprechend der Höhe der Fehlerfrequenz bei der Probenahme und den Tests). Es ist klar, dass der Bereich der PTEs, den man für die Tests in Betracht ziehen möchte, durch die Natur der Materialien bestimmt werden sollte, welche man untersuchen möchte. An der Quelle getrennte Materialien hingegen sind kaum mit Pestiziden belastet. Bezüglich Fremdstoffbelastungen unterscheiden sich die Art und Weise der Gewichtung von Land zu Land. Es steht jedoch ausser Frage, dass diesbezüglich schliesslich einheitliche Standards erwünscht sind. Des Weiteren kann durchaus mehr als ein Grenzwert für Fremdstoffbelastungen, in Abhängigkeit der Klassen für die einzelnen Standards, festgelegt werden. Ebenso können weitere Abweichungen bezüglich Anwendungs(Markt)-orientierten Standards, die spezifisch auf die Bedürfnisse des Endverbrauchers ausgerichtet sind, durchaus über die gesetzlichen Minimalanforderungen hinausgehen. Dasselbe kann auch bezüglich Unkrautbesatz gelten, was sehr wahrscheinlich für die Anwender wesentlich bedeutender ist als die Art und Weise der Applikation. In den Mindestanforderungen wird dazu eine praktische Unkrautfreiheit gefordert.

Es ist auch wichtig zu erkennen, dass in einigen Kreisen Bedenken bestehen, dass der Faktor „Umwelt“ beim Kompost dermassen attraktiv ist, dass der Qualität des Komposts keine weitere Beachtung mehr geschenkt wird. Stabilität und die damit verbundenen Phytotoxizitätsparameter sind diesbezüglich von Bedeutung (sie sind enger mit dem Anwendungswert des Produkts verbunden). In einigen Kontexten (z.B. bei der Bestimmung der Stabilität bei der Vorbehandlung von Mischprodukten im Zusammenhang mit Deponien oder von Rekultivierungen), erscheint es wünschenswert, Stabilität bei der Vorbehandlung solcher Materialien gesetzlich zu fordern, da der Einsatz dieser Materialien anschliessend kaum weiteren

Restriktionen unterliegt, womit die Notwendigkeit zur Festlegung unterschiedlicher Stabilitätswerte hinfällig wird. Der Stabilisierungsprozess müsste mit den Hygienisierungsanforderungen verknüpft werden, um damit auch eine deutlich erhöhte Abtötung von Pathogenen in den Gemischen zu erreichen.

In anderen Fällen ist es wahrscheinlich nicht nötig Stabilität gesetzlich festzulegen. Es gibt zwei Gründe dafür:

- (1) Für gewisse landwirtschaftliche Anwendungen kann der Gebrauch von Frischkompost erwünscht sein. Hier kann generell die Frage der erwünschten Stabilität im Dialog mit den Endverbrauchern festgelegt werden (im Kontext eines Qualitätssicherungssystems).
- (2) Solange kein klar akzeptiertes Verfahren zur Bestimmung der Stabilität existiert, riskiert man mit der Festlegung gesetzlicher Standards jegliche weiterführenden Prozesse zu unterbinden (eine Änderung der Standards wird damit mühsam).

Der letzte Punkt scheint gegenwärtig insbesondere in Grossbritannien von Bedeutung zu sein, wo eine Experimentier- und Lernperiode diesbezüglich hoch erwünscht wäre (zumindest für Komposte, welche aus separat erfassten oder an der Quelle getrennten Materialien stammen). Andererseits besteht aus ökonomischen Gründen bei den Kompostproduzenten durchaus eine Neigung instabile Komposte herzustellen. Ein Mittelweg bestünde darin eine Minimumverweilzeit festzulegen, was wiederum verhindern könnte, dass gewisse frischere Materialien gar nicht mehr auf den Markt gelangen.

Es besteht eine Tendenz, Phytotoxizitätstests auf gesetzlicher Stufe zu fordern. Diese Argumentation zur gesetzlichen Regelung kann nur im Rahmen der Erarbeitung von Standards gerechtfertigt werden (z.B. die Art Komposte zu klassifizieren, wenn diese in mehrere Klassen eingeteilt werden können). Aus ähnlichen Gründen wie oben diskutiert (bezüglich Stabilität) scheint es hingegen erwünscht Tests zur Qualitätssicherung im Rahmen des Endverbrauchermarktes zu erarbeiten. Dies ist aber nicht eine gesetzgeberische Aufgabe, sondern ein Hauptaspekt der Produktvermarktung.

2.9 Literatur und Quellen

FAC, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (1995) Kompost und Klärschlamm, Weisungen und Empfehlungen der FAC im Bereich der Abfalldünger, Mindestqualität von Kompost EDMZ-Art.Nr. 730.920.d, Bern.

Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, AGW Zürich, Jahresberichte 91-2002, zu den Kompostier- und Vergärungsanlagen im Kanton Zürich, AWEL, Zürich.

Schweiz. Bundesrat, (2001), Düngerverordnung (DüV), SR 916.171, EDMZ, Bern.

Schleiss K., Fuchs J. und Galli U. (2003): Nutzen von Kompost – Deutsche und schweizerische Qualitätskriterien im Vergleich; in Tagungsband Kassel 4/03 Bio- und Restabfallbehandlung VII, Witzenhausen-Institut, Witzenhausen.

Fuchs J., Galli U., Schleiss K. und Wellinger A.(2001): VKS-Richtlinie 2001 Qualitätseigenschaften von Komposten und Gärgut aus der Grüngutbewirtschaftung nach den Richtlinien des Verbandes Kompostwerke Schweiz und Biogas Forum Schweiz. VKS-Geschäftsstelle, Zentrumsplatz 5, 3322 Schönbühl-Urtenen oder unter www.vks-asic.ch.

Fuchs J, Bieri M (2000) Neue Pflanzentests, um die Kompostqualität zu charakterisieren. AGRAR Forschung, 7(7): 314-319, 2000.

- Fuchs J., Galli U. und Schleiss K. (2002): VKS-Aufbaukurs Qualität von Komposten und Gärgut. Kursordner. VKS-Geschäftsstelle, Zentrumsplatz 5, 3322 Schönbühl-Urtenen.
- Herter et al (2001) Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft im Auftrag des Bundesamtes für Landwirtschaft und unterstützt durch das BUWAL, Bern, Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Reckenholz, Zürich.
- European Commission (2001): BIOLOGICAL TREATMENT OF BIOWASTE, 2nd draft http://europa.eu.int/comm/environment/waste/facts_en.htm.
- WRAP (Waste and Resources Action Programme) (2002): Comparison of Compost Standards within the EU, North America and Australasia Written by: Dominic Hogg, Josef Barth, Enzo Favoino, Massimo Centemero, Valentina Caimi, Florian Amlinger, Ward Devliegher, Will Brinton and Susan Antler, ISBN 1-84405-003-3 oder auf web site <http://www.wrap.org.uk/reports.asp>.
- Bundesgütegemeinschaft Kompost (2003): Aktuelle Gütekriterien für Komposte, Mulch, Gärgut fest und flüssig unter www.bgk-ev.de
- IEA International Energy Agency (1996): Development of a protocol for assessing and comparing the quality of aerobic composts and anaerobic digestates unter www.biogas.ch
- VKS-Richtlinie (2001) Qualitätseigenschaften von Komposten und Gärgut aus der Grüngutbewirtschaftung nach den Richtlinien des Verbandes Kompostwerke Schweiz und Biogas Forum Schweiz. VKS-Geschäftsstelle, Zentrumsplatz 5, 3322 Schönbühl-Urtenen oder unter www.vks-asic.ch.
- Schweiz. Bundesrat, (1986, Revision Mai 2003), Verordnung über umweltgefährdende Stoffe (Stoffverordnung, StoV), SR 814.013, EDMZ, Bern.
- Schweiz. Bundesrat, (2001, Stand Mai 2003), Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngern (Düngerverordnung, DüV), SR 916.171, EDMZ, Bern.

2.10 Glossar

ABP	Animal By-Products
BioAbfV	Bioabfallverordnung (D)
CCQC	Callifornian Channel for Quality Control
Dm (TS)	Dry matter (Trockensubstanz)
FAC	Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, heute in FAL Reckenholz integriert
Fm (FS)	Fresh matter (Frischsubstanz)
IEA	Internationale Energie Agentur (international energy agency)
VKS	Verband Kompost- und Vergärwerke der Schweiz
Wrap	Waste and Resources Action Programme, England

3 Einfluss der landwirtschaftlichen Kompostanwendung auf bodenphysikalische und bodenchemische Parameter

Jochen Mayer

3.1 Eigenschaften und Qualität der organischen Substanz von Komposten

Bei der Kompostierung werden organische Substanz (Grünschnitt, Biotonnenabfälle, Stallmist, Papierabfälle, etc.) durch Mikroorganismen aerob zu CO₂ und H₂O und intermediären Zwischenprodukten abgebaut. Aus den Abbauprodukten erfolgt durch andere Mikroorganismengruppen ein Aufbau von komplexen Huminstoffen. Dabei können anorganische Stoffverbindungen gasförmig entweichen oder mikrobiell für den Aufbau verwendet werden. Generell sinkt der Gehalt an organischer Substanz, Kohlenstoff, Hemicellulose und Cellulose. Der Aschegehalt, der Gesamt-Stickstoffgehalt und Ligningehalt steigen relativ an (Harada *et al.* 1998). Während Kohlenstoff als CO₂ zu einem grossen Teil mikrobiell veratmet wird, verbleibt der Stickstoff grösstenteils im System. Folglich verringert sich das C:N-Verhältnis von anfangs ca. 25 – 35 (Optima) auf einen Wert um ca. 17 (Tabelle 3.1). Mit dem Abbau organischer Substanz ist eine Aufkonzentrierung von Nährstoffen und ein Anstieg des pH-Wertes auf ca. 8 verbunden (Tabelle 3.1).

Tabelle 3.1: Wertgebende Inhaltsstoffe von Komposten und Gärgut Schweizer Kompostier- und Vergärungsanlagen 1995 – 2002 (Datenbasis: BLW Datenbank Kompost)

	N	Mittelwert	Median	Minimum	Maximum	10% Perzentil	90% Perzentil
TS (%)	1299	52,4	51,9	21,10	93,0	39,4	66,1
OS (%)	1199	44,2	44,0	3,60	95,4	29,6	58,6
N _t (g kg ⁻¹ TS)	1279	13,5	13,8	*	35,7	8,1	19,1
C:N-Verhältnis	508	17,7	16,6	*	104,0	12,8	23,5
P (g kg ⁻¹ TS)	1292	3,3	2,9	0,04	45,9	2,0	4,4
K (g kg ⁻¹ TS)	1292	9,5	9,2	0,20	27,4	4,9	14,4
Mg (g kg ⁻¹ TS)	1242	6,0	5,5	0,16	33,0	3,9	8,7
Ca (g kg ⁻¹ TS)	1292	58,6	53,3	2,68	241,0	36,0	86,2
Fe (mg kg ⁻¹ TS)	203	10,5	9,7	0,01	135,0	6,6	13,5
B (mg kg ⁻¹ TS)	201	43,1	25,0	8,00	795,0	17,0	35,0
pH-Wert	538	8,0	8,1	4,37	9,7	7,4	8,6
ELF (mS/cm)	1140	5,5	2,8	0,21	1379,0	1,3	5,0

*N_t-Gehalt in einem Datenset war 0,0. Deshalb CN-Verhältnis auch 0. Daten nicht berücksichtigt.

Der fortschreitende Abbau von organischer Substanz und der zunehmende Humifizierungsgrad führt zu einer Stabilisierung der organischen Kompostsubstanz in zunehmend stabile Huminstoffverbindungen. Diverse Arbeiten haben versucht die zunehmende Stabilisierung in Huminstoffen, auch als Reifeprozess oder Kompostreife beschrieben, anhand verschiedener Parameter zu charakterisieren (Adani *et al.* 1999;

Avnimelech *et al.* 1996; Dell *et al.* 1998; Hänninen *et al.* 1994; Miikki *et al.* 1997; Popp *et al.* 1998). Ein ausführliche Beschreibung und Erörterung erfolgt in Kapitel 4 dieser Literaturstudie.

Mit dem Aufbau von Huminstoffen sind qualitative Veränderungen der organischen Substanz verbunden. So steigt der Anteil an Huminsäuren, der Anteil an Fulvosäuren bleibt nahezu konstant, heisswasserlösliche und Bitumenkomponenten nehmen ab (Hänninen *et al.* 1994). Generell nimmt der Anteil aromatischer Komponenten zu und der aliphatischer Komponenten ab (Smidt and Lechner 2002). Huminsäuren von reifem Kompost enthalten mehr aromatische Strukturen und Carboxylgruppen und weniger Kohlenhydrate im Vergleich zu unreifem Kompost (Chen *et al.* 1996).

Mit fortschreitender Reife und zunehmender Humifizierung steigt die Kationenaustauschkapazität der organischen Kompostsubstanz (Saharinen 1998; Saharinen *et al.* 1996).

3.2 Wirkungen der Kompostapplikation auf Bodenparameter

Während den letzten 20 Jahren wurden zahlreiche Studien zu Wirkungen der Applikation von Komposten auf Bodenparameter veröffentlicht. Ein wesentlicher Teil dieser Studien bezieht sich auf Müllkomposte, Klärschlammkomposte oder Mischkomposte aus z.B. Klärschlamm mit Grüngut oder anderen organischen Abfallstoffen. Die getrennte Erfassung von Grüngut und Küchenabfällen und deren Verarbeitung zu Kompost wurde in nennenswertem Umfang erst ab Mitte der 80er Jahre praktiziert. Studien zu Komposten aus der getrennten Sammlung (Grüngut, Komposttonne) finden sich daher in der Literatur erst ab Anfang bis Mitte der 90er Jahre. Die vorliegende Literaturlauswertung bezieht sich im Wesentlichen auf neuere Studien, bei denen Komposte und Gärgut aus der getrennten Sammlung von organischen Reststoffen eingesetzt wurden. Müllkomposte, Komposte aus Klärschlamm oder Klärschlammbeimengungen oder Spezialkomposte werden nur in Ausnahmefällen betrachtet. Diese Komposte weisen in der Regel eine abweichende Zusammensetzung (Nährstoffe, organische Substanz) und deutlich höhere Schadstoffbelastungen auf. Auch wenn davon auszugehen ist, dass diese Komposte ähnliche Wirkungen auf diverse Bodenparameter zeigen, wie Produkte aus der getrennten Sammlung, können divergierende Effekte nicht ausgeschlossen oder anhand von Versuchsergebnissen eindeutig verifiziert werden.

In den vorliegenden Studien wurden die Wirkungen der Kompostapplikation generell, die Wirkungen der Kompostapplikation im Vergleich zu anderen organischen Düngern (Hofdünger, Klärschlamm, etc.) und mineralischen Düngern und Interaktionen der Kompostdüngung mit mineralischer Düngung untersucht. Dabei wurde die Kompostanwendung häufig auf extremeren Standorten (schwere oder leichte Böden) bzw. engen oder hackfruchtintensiven Fruchtfolgen (nur Ackerbau) oder im Zusammenhang mit der Rekultivierung von Landschaften (Bergbau) oder in intensivem Gemüsebau untersucht. Es fehlen Studien zu Kompostwirkungen in Kombination mit anderen organischen Düngern, wie dem Hofdüngereinsatz oder organischen Intensivdüngern (Hornmehl, Rizinusschrot, etc.). Auch ist die Wirkung des Komposteinsatzes in relativ ausgewogenen Fruchtfolgen von Gemischt- oder Futterbaubetrieben nur schlecht belegt.

3.2.1 Bodenchemische Parameter

Organischer Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff

In den meisten Versuchen führte die Anwendung von Kompost in der Landwirtschaft oder im Gartenbau zu einer Erhöhung des organischen Kohlenstoff-Gehaltes (C_{org}) und des Gesamt-Stickstoffgehaltes (N_t) im Oberboden (Tabelle 3.2). Mit Ausnahme der Untersuchungen von Hartmann (2003) war der Anstieg der

C_{org} Gehalte mit einem Anstieg der N_t Gehalte verknüpft (Diez and Krauss 1997; Goldbach and Scherer 2001; Landes *et al.* 2002; Werner *et al.* 1988). Kompostdüngung führte in den meisten Fällen schon kurzfristig nach 1 bis 3 Jahren zu einem signifikanten Anstieg des C_{org} -Gehaltes (Hartmann 2003; Landes *et al.* 2002). Auch eine einmalige hohe Kompostgabe (100 t FS ha⁻¹) führte zu einer nachhaltigen und dauerhaften Erhöhung der C_{org} - und N_t -Gehalte im Boden (Kahle and Belau 1998). Der Verlauf der Anreicherung organischer Bodensubstanz bei fortlaufender Kompostdüngung ist in der Regel durch einen starken Zuwachs in den ersten Jahren gefolgt von abnehmenden Zuwachsraten gekennzeichnet. Dabei gleichen sich Anreicherung und fortlaufende Mineralisierungsraten zunehmend an, bis sich nach mehreren Jahrzehnten ein Gleichgewicht einstellt. Das Niveau dieses Gleichgewichtes wird wesentlich durch die Standortfaktoren (Boden, Klima), die Bewirtschaftungsart und -intensität (Bodenbearbeitung, Fruchtfolge) und die Applikationsmenge bzw. Kompostqualität beeinflusst.

Allgemein wurde eine enge Korrelation zwischen der zugeführten Menge an organischer Substanz im Kompost und dem Anstieg der C_{org} Gehalte im Boden beobachtet (Tabelle 3.5). Bei gleicher Menge an zugeführter organischer Substanz steigt der C_{org} Gehalt in der Regel auf schweren tonreichen Böden stärker an als bei leichten sandigen Böden (Gutser and Ebertseder 2002). Allerdings wurden auf einem Podsol verglichen mit einer Parabraunerde auch entgegengesetzte Entwicklungen beobachtet (Hartmann 2003).

Tabelle 3.2: Einfluss der Kompostanwendung auf den Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamt-Stickstoff (N_t) im Oberboden in Feldversuchen

Versuchsdauer	Veränderung		Quelle
	C_{org}	N_t	
bis 3 Jahre	0 (+)	0 (+)	Evanylo and Sherony 2002; Kremer 2001
	+	+ (Norg Fraktion)	Avnimelech <i>et al.</i> 1994 Steffens <i>et al.</i> 1996
	++	+	Avnimelech <i>et al.</i> 1993
4 – 10 Jahre	++	+	Goldbach and Scherer 2001; Landes <i>et al.</i> 2002 Aichberger and Wimmer 1999; Ebertseder 1997; Leifeld <i>et al.</i> 1998
	++	0	Hartmann 2003
	++		Albiach <i>et al.</i> 2001; Giusquiani <i>et al.</i> 1995
> 10 Jahre	++	++	Diez and Krauss 1997; Werner <i>et al.</i> 1988
	++		Delschen 1999; Hartl and Erhart 2002; Sahin 1989

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

Aus den Arbeiten von Kundler (1986) und Asmus (1992) geht hervor, dass Kompost gegenüber anderen organischen Düngern, aufgrund der Stabilisierung der organischen Substanz in Huminstoffen, nach Torf die höchste Humusreproduktionsleistung aufweist (Tabelle 3.3). Allerdings zeigen die Untersuchungen von Delschen (1999) in rekultivierten Lössböden, dass die Art des Ausgangsmaterials - Stallmist, Kompost oder Klärschlamm - von untergeordneter Bedeutung für die Humusreproduktionsleistung war und der langfristige Akkumulationsprozess hauptsächlich durch die Applikationsrate bestimmt wurde. Diese Beobachtung traf auch zu, wenn kompostierter und unkompostierter Stallmist verglichen wurden, und der C-Verlust durch die Kompostierung dabei berücksichtigt wurde.

Humusqualität

Mit der Frage der Veränderung der quantitativen Gehalte an organischer Bodensubstanz (OBS) durch Kompostdüngung ist die Frage nach einer qualitativen Veränderung der OBS verbunden. Der Rotteprozess bei der Kompostierung führt zur Bildung stabilisierter organischer Verbindungen und dem Aufbau von Huminstoffen. Die Zusammensetzung und Eigenschaften der organischen Substanz von Kompost unterscheidet sich von der der OBS in praktisch allen Parametern (Joergensen *et al.* 1996; Leifeld *et al.* 2002). Joergensen *et al.* (1996) verglichen in einem Inkubationsexperiment die chemischen Bodenparameter mit Kompostparametern. Der verwendete Kompost aus Grüngut- und Küchenabfällen zeigte bei allen untersuchten Parametern (C_{org} , N_t , pH, Karbonat-C, KAK, Salzgehalt, Chlorid- und Sulfatgehalt) deutlich höhere Werte als der Boden. Leifeld *et al.* (2002) fanden für die Parameter C_{org} , N_t , C/N, Lignin und pH bei zwei Biotonnen-Grüngut-Komposten unterschiedlicher Reife auch deutlich höhere Werte gegenüber den zwei untersuchten Böden. Das Verhältnis von Alkyl-C und O-Alkyl-C in den beiden Komposten unterschied sich deutlich von dem des Cambisols. Allerdings war die chemische Zusammensetzung des Luvisols ähnlich der der Komposte. Fulvosäuren von Müllkompost hatten gegenüber dem Boden in einem Feldversuch von Gigliotti *et al.* (1999) höhere Anteile an aliphatischen Gruppen und Carboxylgruppen und geringere Anteile an Polysacchariden. Folglich ist es nahe liegend, dass die Applikation von stabilisierten organischen Verbindungen in Kompost in Abhängigkeit von der Kompostqualität und des Aufbringungsstandortes mit einer Veränderung der Zusammensetzung der OBS verbunden ist.

Leifeld *et al.* (1998) untersuchten zwei mehrjährige Feldversuche, in denen die Kompostapplikation mit anderen Düngern (Mineraldüngung, Stallmistkompost, Hornmehl, ungedüngt) verglichen wurde. Die Kompostdüngung führte zu einer signifikanten Erhöhung der C_{org} und N_t Gehalte im Boden. Die Gehalte an aromatischem C und Lignin waren nach Kompostanwendung höher. Das Alkyl-C / O-Alkyl-C-Verhältnis, als Mass der Humifizierung, zeigte allerdings einen geringeren Humifizierungsgrad der organischen Bodensubstanz bei Kompostanwendung. Die Anwendung von Stallmistkomposten führte dagegen an einem der beiden Standorte zu einer Erhöhung des Humifizierungsgrades und zu geringeren Cellulosegehalten des Bodens. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Gigliotti *et al.* (1999).

Tabelle 3.3: Humusreproduktionsleistung und Qualität der organischen Substanz (C:N-Quotient) verschiedener organischer Dünger (Quelle: Gutser und Ebertseder 2002)

	Humusreproduktionskoeffizient*		C / N
	t Humus-C / t Dünger-C	relativ (Kompost = 100)	
Grümdüngung	0,12 – 0,20	28 – 47	10 – 30
Stroh	0,24	56	70 – 80
Stallmist	0,35	81	12 – 15
Kompost	0,43	100	12 – 25
Niedermoortorf	0,52	121	25

*nach Kundler (1986), Asmus (1992)

Die bei Kompostanwendung auftretende Erhöhung der Lignin- und Aromaten-C-Gehalte scheinen ein typisches Phänomen zu sein. Die Zunahmen können durch höhere Aromatengehalte (z.B. Lignin) der Komposte gegenüber der OBS erklärt werden. Die Unterschiede sind vor allem durch einen höheren Anteil an verholzten Strukturen im Kompost gegenüber Ernte- und Wurzelrückständen zu erklären

(Leifeld *et al.* 1998; Leifeld *et al.* 2002). Somit sind höhere Gehalte an aromatischen Verbindungen nach Kompostanwendung nicht automatisch mit einer fortgeschrittenen Humifizierung gleichzusetzen (Leifeld *et al.* 1998). Leifeld (1998) schliesst aus seinen Ergebnissen, dass die Auswirkungen der Kompostdüngung auf bodenphysikalische (siehe 3.2) und chemische Parameter vermutlich eher auf quantitative als auf qualitative Veränderungen der OBS zurückzuführen sind.

Der Standort bzw. der Boden beeinflusste die humuschemischen Parameter der OBS nachhaltiger als die Düngung und überlagerte teilweise die anwendungsbedingten Effekte.

In einem Inkubationsexperiment kam Leifeld (2002) zu ähnlichen Ergebnissen wie in den zuvor untersuchten Feldversuchen. Die Inkubation zweier unterschiedlich reifer Komposte führte zu einem Anstieg der Ligningehalte im Boden. Bevorzugt wurden Zellulose-Polysaccharide im Vergleich zu Nicht-Zellulose-Polysacchariden abgebaut. Der Grad des Abbaus und die Lignin-Akkumulation waren hauptsächlich durch die Eigenschaften der Komposte bestimmt. So wurde bei dem reiferen Kompost ein verstärkter Ligninabbau festgestellt wohingegen nach Frischkompost praktisch kein Ligninabbau im Boden stattfand.

pH-Wert

Die meisten Komposte sind durch pH-Werte um pH 8 gekennzeichnet (Tabelle 3.1) und enthalten grössere Mengen an puffernden Substanzen. Aufgrund dieser Eigenschaften führt eine Kompostapplikation in der Regel zu einer Anhebung der pH-Werte im Boden unter Ackernutzung. Eine Abnahme des pH-Wertes aufgrund von Kompostapplikation tritt so gut wie nie auf (Tabelle 3.4). In einigen Versuchen wurde keine Erhöhung des pH-Wertes beobachtet. Allerdings nahmen hier die pH-Werte der Kontrollvarianten gegenüber den mit Kompost gedüngten Varianten ab. Die Kompostapplikation führte also zu einer Stabilisierung der pH-Werte im Boden (Stamatiadis *et al.* 1999). Durch Kompostanwendung können je nach Qualität des Kompostes erhebliche Mengen Kalkdünger eingespart werden.

Tabelle 3.4: Einfluss der Kompostanwendung auf die Veränderung des pH-Wertes und der Kationenaustauschkapazität (KAK) in Feld-, Gefäss- und Laborversuchen. (I=Inkubationsexperiment; G=Gefässversuch)

Versuchsdauer	Veränderung		Quelle
	pH	KAK	
bis 3 Jahre	+(I,G)	+(I,G)	Kahle and Belau 1998
	0	+(Pufferkapazität)	Stamatiadis <i>et al.</i> 1999
	-(auf Kalkboden)		Avnimelech <i>et al.</i> 1993; Avnimelech <i>et al.</i> 1994
	0	+	Kremer 2001
		+	Evanylo and Sherony 2002
4 – 10 Jahre	+		Landes <i>et al.</i> 2002
	0	0	Hartmann 2003
		+	Ebertseder 1997; Giusquiani <i>et al.</i> 1995
> 10 Jahre	++		Diez and Krauss 1997
		+	Hartl and Erhart 2002; Warman 2002
Reviews	+	++	Gutser and Ebertseder 2002; Stratton <i>et al.</i> 1998

++ Erhöhung / Zunahme; + geringe Erhöhung / Zunahme; 0 kein Effekt;

- geringe Verschlechterung / Abnahme; -- Verschlechterung / Abnahme

Kationenaustauschkapazität

Tonminerale und Humusverbindungen sind die wesentlichen Bodenbestandteile, die die Fähigkeit von Böden bestimmen, Nährstoffe zu speichern und an Pflanzen abzugeben (Sorptionsseigenschaften). Der wichtigste Parameter, der die Sorptionsseigenschaften bestimmt, ist die Kationenaustauschkapazität (KAK). Huminstoffe weisen eine Kationenaustauschkapazität von 1,8 – 3,0 mval g⁻¹ und Tonminerale von 0,1 – 2,0 mval g⁻¹ auf. Je nach Tonmineralzusammensetzung ist die KAK zersetzter organischer Substanz im Boden deutlich höher als die der Tonminerale (Scheffer and Schachtschabel 1989). Die Anreicherung des Bodens mit organischer Substanz kann daher zu einer nennenswerten Erhöhung der KAK, vor allem auf sorptionsschwachen, leichten Böden beitragen.

Die Erhöhung der OBS-Gehalte durch Kompostdüngung ist in der Regel mit einer Erhöhung der KAK im Oberboden verbunden (Tabelle 3.4). So konnten Hartl und Erhart (2002) und Giusquiani *et al.* (1995) signifikante Beziehungen zwischen der applizierten Kompostmenge, den C_{org}-Gehalten im Boden und der KAK nachweisen (Tabelle 3.5). Nach 5 Jahren stiegen in dem in der Oberen Lobau bei Wien durchgeführten Kompostdüngungsversuch die Humusgehalte um 0,42% bzw. 0,52% bei einer durchschnittlichen jährlichen Fracht von 4,4 t organischer Substanz. Dies führte zu einer Erhöhung der KAK gegenüber der ungedüngten Nullvariante um 3% - 7% (Hartl and Erhart 2002). Kahle und Belau (1998) fanden in Gefäßversuchen eine Erhöhung der potentiellen KAK um 10% durch Kompostdüngung.

Tabelle 3.5: Einfluss steigender Kompostgaben auf die Gehalte an organischem C (C_{org}) und die Kationenaustauschkapazität (KAK) nach 2 Versuchsjahren, Boden: Lt (Giusquiani *et al.* 1995)

	Kompostapplikation (t ha ⁻¹ a ⁻¹)				lineare Regression
	0	10	30	90	
Corg (g kg ⁻¹)	7,7	9,5	10,8	11,9	**
KAK (cmol kg ⁻¹)	17,2	18,0	18,7	20,0	**

** Zeigt Signifikanz der linearen Regression bei P ≤ 0,01; F-Test.

Die **Basensättigung**, als Parameter des Anteils der austauschbaren Kationen (Ca, Mg, K, Na) am Ionenbelag des Sorptionskörpers, wurde in den meisten Studien nicht untersucht. Eine Erhöhung dieses Parameters ist allerdings aufgrund der mit Kompost zugeführten Ca-, Mg-, K- und Na-Ionen und der puffernden Wirkung (Carbonatgehalt, pH-Wert) wahrscheinlich. So konnten Kahle und Belau (2002) in Verbindung mit der Erhöhung des pH-Wertes und der KAK auch eine Erhöhung der Basensättigung (Ca, K und Na) nach Kompostapplikation nachweisen.

Ebenfalls nicht untersucht wurden die Wirkungen auf die **Anionenadsorption** bzw. die **Anionenaustauschkapazität** im Boden. Da Huminstoffe stets negative Ladungen aufweisen, senken sie den Ladungsnullpunkt von Fe- und Al-Oxiden. Bei gleich bleibendem pH im Boden werden die Oberflächen dadurch negativer und verringern die Anionenadsorption. Die Zufuhr humifizierter organischer Verbindungen durch Kompostdüngung dürfte deshalb tendenziell zu einer Verringerung der Anionenadsorption führen. Mit zunehmendem pH und abnehmender Protonierung nimmt der Anteil positiver Ladungsstellen ab (Scheffer and Schachtschabel 1989). Sowohl die spezifische als auch die unspezifische Anionenadsorption sinken folglich. Die pH erhöhende Wirkung von Kompost dürfte deshalb die Wirkung der organischen Kompostsubstanz verstärken und zu einer Verringerung der Anionenadsorption beitragen.

Salzgehalt, elektrische Leitfähigkeit

Aufgrund der z.T. hohen Salzgehalte von Komposten ist ein Einfluss auf den Salzgehalt des Bodens bzw. der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens wahrscheinlich. Allerdings wurde dieser Parameter im Boden bisher kaum berücksichtigt. Er spielt eine grosse Rolle bei Kultursubstraten. Im humiden Klima Mitteleuropas dürften sich höhere Salzgehalte im Kompost im Boden nicht nachhaltig akkumulieren und der Salzanteil relativ schnell wieder ausgewaschen werden. Kremer (2001) konnte in einem dreijährigen Düngungsversuch mit Stallmist, Bioabfall- und Grüngutkompost auf einem Sandboden in Norddeutschland allerdings eine Erhöhung der Salzgehalte vor allem in den mit Stallmist und Bioabfallkompost gedüngten Varianten beobachten. In semiariden Klimagebieten wie in Kalifornien (USA) konnte jedoch eine Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit im Boden nach Kompostapplikation festgestellt werden (Stamatiadis *et al.* 1999).

Redoxpotential

Der Einfluss der Kompostdüngung auf das Redoxpotential der Böden wurde bisher nicht untersucht. Die mit Kompostdüngung einhergehenden Veränderungen der Bodeneigenschaften lassen gegenläufige Wirkungen auf das Redoxpotential erwarten. Die Anreicherung mit relativ leicht umsetzbarer organischer Substanz und die Erhöhung der pH-Werte im Boden durch Kompostdüngung dürften bei Sauerstoffmangel aufgrund von Stauwassereinflüssen zu einer schnelleren Absenkung des Redoxpotentials führen. Dem entgegen stehen Verbesserungen der Bodeneigenschaften (Aggregatstabilität, Porenvolumen, Infiltrationsvermögen, siehe 3.2.2), die zu einer besseren Durchlüftung der Böden führen und damit Sauerstoffmangelsituationen verringern dürften. Die Wahrscheinlichkeit, dass es zu einer Absenkung des Redoxpotentials kommt, dürfte folglich abnehmen. Eine abschliessende Abschätzung der Wirkungen der Kompostapplikation auf das Redoxpotential kann daher nicht getroffen werden und bedarf weiterer Untersuchungen.

3.2.2 Bodenphysikalische Parameter

Aggregatstabilität

Mit der Veränderung bodenchemischer und bodenbiologischer Parameter nach Kompostapplikation ist direkt oder indirekt eine Veränderung der bodenphysikalischen Parameter verbunden. So führen die Erhöhung der organischen Bodensubstanz, des pH-Wertes und des Calcium-Gehaltes sowie eine Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität zur Bildung grösserer und stabilerer Bodenaggregate (Gerzabek *et al.* 1995). Dabei wirkt sich die Kompostapplikation in der Regel schon relativ kurzfristig (< 3 Jahre) positiv auf die Aggregatstabilität aus. Dieser schon früh eintretende Effekt hält bei fortwährender Kompostapplikation auch längerfristig an (Tabelle 3.6). Am deutlichsten profitieren dabei schwerere ton- und schluffreiche Böden wie Timmermann *et al.* (1999) anhand von 6 verschiedenen Standorten in Südwestdeutschland zeigen konnten. Die Reife der verwendeten Komposte beeinflusste die Ausprägung des Parameters Aggregatstabilität wesentlich. So konnten Hartmann (2003) sowie Petersen und Stöppler-Zimmer (1999) zeigen, dass die Anwendung von „Reifkompost“ gegenüber „Frischkompost“ zu einer deutlichen Erhöhung der Aggregatstabilität beitrug.

Bodendichte und Porenvolumen

Mit der Stabilisierung der Bodenaggregate und der Verbesserung des Bodengefüges ist in der Regel auch eine Veränderung des Porenvolumens und der Bodendichte verbunden. So konnte in den Unter-

suchungen, in denen parallel zur Aggregatstabilität die Bodendichte untersucht wurde, mit zunehmender Aggregatstabilität auch eine Abnahme (Ebertseder 1997; Hartmann 2003; Timmermann *et al.* 1999) oder eine Tendenz zur Abnahme (Asche 1997; Asche *et al.* 1994) der Bodendichte festgestellt werden. Weitere Untersuchungen bestätigen diesen Befund (Tabelle 3.6). Wie Hartmann (2003) und Timmermann *et al.* (1999) zeigen konnten, ist der positive Effekt einer Verringerung der Bodendichte vor allem auf schwereren Böden zu beobachten. Der Vergleich der Untersuchungen unterschiedlicher Dauer (bis 3 Jahre, 4 – 10 Jahre, > 10 Jahre) zeigt deutlich, dass sich die Kompostwirkungen auf eine Herabsetzung der Bodendichte nicht so schnell einstellen wie die Verbesserung der Aggregatstabilität. So konnte in den Versuchen bis zu 3 Jahren Versuchsdauer nur tendenziell eine Verringerung der Bodendichte nachgewiesen werden, während bei der Aggregatstabilität deutliche Effekte zu beobachten waren (Tabelle 3.6).

Mit abnehmender Bodendichte ist eine Erhöhung des Porenvolumens der Böden verbunden (Asche 1997; Asche *et al.* 1994; Ebertseder 1997; Giusquiani *et al.* 1995). Insgesamt führte die Kompostdüngung in allen Untersuchungen zu einer Erhöhung des Porenvolumens. Für die pflanzenbauliche Bewertung der Veränderung des Porenvolumens ist jedoch die Verteilung der Poren von entscheidender Bedeutung. Grobporen (> 50 µm und 10 – 50 µm) sind in terrestrischen Böden in der Regel wasserfrei und können durchwurzelt werden. Sie tragen vor allem zu einem besseren Gasaustausch der Böden und einer besseren Durchwurzelung bei. Mittelporen (10 – 0,2 µm) führen pflanzenverfügbares Wasser und können noch von Pilzmyzelen und Bakterien besiedelt werden. Das Wasser in den Feinporen (< 0,2 µm) ist dagegen nicht mehr pflanzenverfügbar (Totwasser). Entscheidend für ein optimiertes Pflanzenwachstum ist deshalb der Anteil an Grob- und Mittelporen im Boden. Ebertseder (1997) und Sahin (1989) fanden in Langzeitversuchen eine durch Kompostdüngung bedingte Erhöhung der Grobporen > 50 µm. Bei den Grobporen 10 – 50 µm konnte Ebertseder (1997) nur tendenzielle Effekte und Sahin (1989) keine Effekte feststellen. Ebenso wirkte sich die Kompostdüngung nicht auf die Anteile an Fein- und Mittelporen aus (Ebertseder 1997).

Dagegen fand Asche (1997) nach nur zwei Jahren Kompostapplikation vor allem eine Erhöhung im Bereich der Mittelporen und nur tendenzielle Anteilserhöhungen bei den Grobporen. Diese Veränderungen waren mit einer Abnahme des Anteils an Feinporen verknüpft. Vergleichbare Ergebnisse fand Hartmann (2003) auf zwei norddeutschen Standorten (Podsol, Parabraunerde). Auf beiden Böden bewirkte die Kompostdüngung eine Abnahme der weiten Grobporen (> 50 µm) und eine Zunahme der engen Grobporen (10 – 50 µm) und Mittelporen. Eine geringfügige Zunahme wurde auch bei den Feinporen beobachtet. Giusquiani *et al.* (1995) untersuchten die Porenkontinuität von Grobporen (> 50 µm). Dabei zeigten die mit Kompost gedüngten Varianten nicht nur eine Erhöhung des Gesamtporenvolumens, sondern auch einen deutlichen Anstieg der Porenkontinuität bei den Grobporen, die wiederum für das Wurzelwachstum, den Gashaushalt und die Wasserinfiltration von entscheidender Bedeutung sind.

Wasserkapazität und Wasserinfiltration

Verbunden mit der beobachteten Erhöhung der OBS und einer möglichen Zunahme im Bereich der Mittelporen durch Kompostapplikation ist eine Erhöhung der Wasserkapazität der Böden (Tabelle 3.7). In den meisten Studien wurde ein deutlicher Effekt beobachtet. Allerdings scheint sich dieser Effekt erst nach einiger Zeit einzustellen. So fanden Evanylo und Sherony (2002) nach zweijähriger Kompostapplikation keine Erhöhung der Wasserkapazität, die Effekte in kurzfristigen Studien waren nicht sehr ausgeprägt (Avnimelech *et al.* 1993; Kahle and Belau 1998). Interessant ist der Befund von Hartmann (2003), der auf einem Standort mit leichtem Boden eine Zunahme der Wasserkapazität feststellte, die

Kompostapplikation auf dem Standort mit schwerem Boden jedoch zu einer Verminderung der Wasserkapazität führte.

Mit der Verbesserung der Bodenstruktur (Aggregatstabilität, Grobporenanteil) erhöht sich in der Regel auch die Wasserinfiltration der Böden. So konnte in den meisten Studien eine Erhöhung der Wasserinfiltration nach Kompostdüngung nachgewiesen werden (Tabelle 3.7). Negative Effekte wurden nur in einer Studie (Stamatiadis *et al.* 1999) unter Gemüsebaubedingungen beobachtet. Hier dürfte die intensive Bodenbearbeitung für eine geringere Ausprägung der Effekte verantwortlich sein. Warum sich die Kompostdüngung gegenüber der Kontrolle negativ auswirkt ist nicht eindeutig zu klären. Ähnlich wie bei den Parametern Bodendichte, Porenvolumen und Wasserkapazität scheinen sich eine kurzfristige Kompostapplikation (< 3 Jahre) (Evanylo and Sherony 2002) oder einmalige Kompostgaben (Gilley and Eghball 1998) nur geringfügig auf die Wasserinfiltration auszuwirken. Längerfristige Studien zeigen hier eine deutlich positivere Wirkung (Ebertseder 1997; Landes *et al.* 2002).

Tabelle 3.6: Einfluss der Kompostanwendung auf die Veränderung der Aggregatstabilität, der Bodendichte und des Porenvolumens in Feld-, Gefäß- und Laborversuchen.

Versuchsdauer	Veränderung			Quelle
	Aggregatstabilität	Bodendichte	Porenvolumen	
bis 3 Jahre	++			Bazzoffi <i>et al.</i> 1998; Fortun and Fortun 1996; Kahle and Belau 1998; Steffens <i>et al.</i> 1996
	++	(-) (Tendenz)	+	Asche 1997; Asche <i>et al.</i> 1994
		0	0	Kremer 2001
		(-) (Tendenz)	(-) (Tendenz)	Evanylo and Sherony 2002
4 – 10 Jahre	++ (Tonböden)	- (Tonböden)		Timmermann <i>et al.</i> 1999
	0 (Sandböden)	0 (Sandböden)		
	++ (leichter Bo.)	0 (leichter Boden)	+ (leichter Boden)	Hartmann 2003
	0 (schwerer Bo.)	- (schwerer Bo.)	++ (schwerer Bo.)	
		--	+	Giusquiani <i>et al.</i> 1995
	++		++	Pinamonti <i>et al.</i> 1996
	++			Roldan <i>et al.</i> 1996
	+			Albiach <i>et al.</i> 2001
	(+) (Tendenz)	+	Chausson 1999	
> 10 Jahre	++	-	+	Ebertseder 1997
	++		+	Sahin 1989
	+			Petersen and Stöppler-Zimmer 1999
Reviews	++	--	++	Gutser and Ebertseder 2002; Stratton <i>et al.</i> 1998

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

Erosionsstabilität

Die insgesamt auf die Bodenstruktur verbessernd einzustufenden Wirkungen der Kompostdüngung wirken sich auch deutlich auf das Erosionsverhalten der Böden aus. Vor allem die erhöhte Stabilität der

Bodenaggregate und das verbesserte Infiltrationsvermögen der Böden dürften die wesentlichen Parameter sein, die sich positiv auf das Erosionsverhalten der Böden auswirken. So konnte in verschiedenen Studien eine Erhöhung der **Erosionsstabilität** bzw. eine Verminderung der **Erosionsanfälligkeit** beobachtet werden (Tabelle 3.7). Hierbei wurden die Erosionsstabilität sowohl für die Wassererosion (Bazzoffi *et al.* 1998; Landes *et al.* 2002) als auch für die Winderosion (Hartmann 2003) verbessert. De Vos (1996) konnte die Winderosionsanfälligkeit durch die oberflächliche Applikation von Kompost als Kompost-Wasser-Mischung deutlich reduzieren.

Tabelle 3.7: Einfluss der Kompostanwendung auf die Veränderung der Wasserkapazität des Bodens, der Wasserinfiltration und der Erosionsstabilität in Feld-, Gefäß- und Laborversuchen.

Versuchsdauer	Veränderung			Quelle
	Wasserkapazität	Wasserinfiltration	Erosionsstabilität	
bis 3 Jahre	+			Avnimelech <i>et al.</i> (1993); Kahle and Belau (1998)
		++	++	Bazzoffi <i>et al.</i> (1998)
	0	0		Evanylo and Sherony (2002)
		0	0	Gilley and Eghball (1998)
	0	-		Stamatiadis <i>et al.</i> (1999)
4 – 10 Jahre	++	+	+	Landes <i>et al.</i> (2002)
	++ (nFK, leichter Bö)		++ (Winderosion)	Hartmann (2003)
	- (nFK, schwere Bö)			
	++			Chausson (1999); Giusquiani <i>et al.</i> (1995)
	++		+	Pinamonti <i>et al.</i> (1996)
> 10 Jahre		++		Ebertseder (1997)
Reviews	++	++	++	Stratton <i>et al.</i> (1998)

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

Temperaturhaushalt

Zu den Wirkungen der Kompostdüngung auf den Temperaturhaushalt des Boden bzw. an der Bodenoberfläche oder in einem Pflanzenbestand findet sich nur die Untersuchung von Hartmann (2003). Auf zwei unterschiedlichen Böden in Norddeutschland (Podsol und Parabraunerde) wurde in den Varianten mit höheren Kompostdüngungsstufe (60 m³ ha⁻¹) Kompostdüngung aufgrund der dunkleren Färbung am Tage etwas mehr Energie aufgenommen als ohne Kompostdüngung. Während der Nacht wurde dagegen weniger Energie abgestrahlt. In der Folge zeigten die Parzellen mit Kompostdüngung eine etwas ausgeglichene Tagesstrahlungsbilanzamplitude. Auf dem leichten Podsol zeigten die Oberflächentemperaturen keine Unterschiede zwischen den Varianten. Auf der Parabraunerde führte die Kompostdüngung tendenziell zu einer erhöhten Oberflächentemperatur im Vergleich zur mineralische gedüngten Variante. Die geringen Unterschiede bei den Oberflächentemperaturen finden sich auch im Boden wieder. So waren auf beiden Böden keine Unterschiede bei den mittleren Boden-Temperaturen in 3 cm und 5 cm Bodentiefe zu beobachten. Lediglich die Minimaltemperaturen waren in den kompostgedüngten Varianten leicht erhöht. Somit zeigte die Temperaturamplitude hier einen etwas ausgeglicheneren Verlauf.

Der im Mai auf die Maisflächen als Mulchschicht ausgebrachte Kompost führte unmittelbar nach der Ausbringung zu einer Verringerung der Tagesmaxima um 1 – 2 °C in 3 und 5 cm Bodentiefe. Während der Nacht wurde die Temperaturabstrahlung reduziert und führte zu maximal 1 °C höheren Temperaturen der Temperaturminima. Allerdings beschränken sich die Angaben auf die Messung der Bodentemperaturen bis zwei Tage nach der Kompostapplikation. Eindeutige Wirkungen auf die Jugendentwicklung von Mais konnten nicht beobachtet werden.

Gashaushalt

Die Veränderungen der Bodenstruktur (Aggregatstabilität, Porenvolumen, Bodendichte) durch Kompostdüngung dürften den Gashaushalt im Oberboden nachhaltig beeinflussen. Chausson (1999) konnte nach neunjähriger Kompostdüngung im Mittel von 5 Standorten der Südwestschweiz eine Zunahme der Luftkapazität des Bodens um 15 % gegenüber den unbehandelten Kontrollen beobachten. Mehrere Autoren haben eine Erhöhung der Bodenatmung festgestellt. Diese Veränderungen sind aber auf veränderte mikrobielle Aktivitäten zurückzuführen und lassen keine direkten Rückschlüsse auf den Gashaushalt (Austauschverhalten) des Bodens zu.

3.2.3 Schlussfolgerungen

Die Anwendung von Kompost in Landwirtschaft und Gartenbau aber auch zur Rekultivierung von Flächen wirkt sich insgesamt positiv auf bodenchemische und bodenphysikalische Parameter aus. Die organische Bodensubstanz des Bodens (Humusgehalt) und damit verknüpft der Gehalt an organischem Kohlenstoff und Stickstoff werden signifikant erhöht. Aufgrund der meist differierenden Eigenschaften der organischen Substanz von Kompost und der organischen Bodensubstanz führt eine nachhaltige Kompostdüngung zu einer qualitativen Veränderung der organischen Bodensubstanz. Die Anteile an aromatischem C und Lignin steigen. Der Humifizierungsgrad der organischen Bodensubstanz sinkt allerdings nach Kompostanwendung und führt zu einer verringerten Stabilität der organischen Bodensubstanz.

Durch die relativ hohen pH-Werte und Carbonatgehalte von Kompost führt Kompostdüngung zu einer Anhebung oder Stabilisierung der pH-Werte im Boden.

Verbunden mit einer Erhöhung der organischen Bodensubstanz und des pH-Wertes verändern sich weitere Parameter. So steigt die Kationenaustauschkapazität und die Basensättigung des Bodens. Kompostdüngung kann daher vor allem auf leichten Böden zu einer deutlichen Verbesserung des Nährstoffhaushaltes beitragen.

Die Aggregatstabilität der Böden verbessert sich nachhaltig schon nach kurzfristiger Kompostanwendung. Das Porenvolumen im Oberboden nimmt zu. Dabei wird vor allem eine Zunahme bei den Grob- und Mittelporen, die für den Wasserhaushalt und das Wurzelwachstum von essentieller Bedeutung sind beobachtet. Verbunden damit ist in der Regel eine Verringerung der Bodendichte. Aufgrund der Zunahme der organischen Bodensubstanz und des Porenvolumens erhöht sich die Wasserkapazität und das Wasserinfiltrationsvermögen der Böden. Dies wirkt sich in Verbindung mit der erhöhten Aggregatstabilität positiv auf die Erosionsstabilität bzw. Erosionsanfälligkeit der Böden aus.

3.3 Forschungsbedarf

Temperaturhaushalt

Tendenziell positive Wirkungen konnten auch auf den Temperaturhaushalt des Bodens bzw. der Bodenoberflächentemperaturen gezeigt werden. Allerdings sind die Effekte nicht eindeutig und wurden bisher nur in einer Studie untersucht. Hier besteht noch weiterer Klärungs- und Forschungsbedarf.

Humusqualität

Zur Frage der Veränderung der Humusqualität liegen bisher nur wenige Untersuchungen vor. Offen bleiben Fragen, ob die beobachteten Wirkungen vor allem auf quantitative Veränderungen zurückzuführen sind oder ob qualitative Veränderungen wesentlichen Einfluss auf die Ausprägung der Parameter wie z.B. die Kationenaustauschkapazität, die Aggregatstabilität, u.a. haben. Dies ist von Bedeutung vor dem Hintergrund des Qualitätsmanagements von Komposten. In Bezug auf die Humusqualität aber auch andere Parameter wie die Aggregatstabilität, das Porenvolumen, etc. konnten deutliche Unterschiede zwischen „Frisch- und Reifkomposten“ festgestellt werden. Neben der Reife (Alter, Rottegrad) beeinflussen die Zusammensetzung der Komposte (Ausgangsmaterialien) die beobachteten Parameter signifikant. Eindeutige Beziehungen lassen sich aus den Studien aufgrund der Verschiedenheit der Versuchsansätze und der eingesetzten Materialien jedoch nur schwer ableiten. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf.

Gashaushalt, Redoxpotential

Weiterhin fehlen detaillierte Untersuchungen zum Einfluss der Kompostdüngung auf den Gashaushalt (Gasaustausch) und das Redoxpotential der Böden.

Interaktionen mit Hofdüngern, Fruchtfolgegestaltung, ackerbaulichen Massnahmen

Die meisten Untersuchungen wurden auf reinen Ackerbauflächen mit z.T. extremen Fruchtfolgen (hoher Hackfruchtanteil, 2 bis 3 Fruchtfolgeglieder, Monokultur) oder unter intensiven Gemüsebaubedingungen oder auf Rekultivierungsflächen durchgeführt. Verglichen wurde die Kompostapplikation meist mit mineralischer Düngung oder Kombinationen aus mineralischer Düngung und Kompostanwendung. Einige Studien vergleichen die Kompostanwendung mit anderen organischen Düngern (Klärschlamm, Hofdünger, organische Ergänzungsdünger, Mistkomposte).

Studien zur kombinierten Anwendung von Hofdüngern oder anderen organischen Düngern und Kompost und Interaktionen zwischen diesen fehlen praktisch völlig. Dies dürfte aber unter Schweizer Bedingungen der Regelfall sein. Es ist daher schwierig die beobachteten Nutzwirkungen unter diesen Bedingungen zu bewerten.

Die Wirkungen des Komposteinsatzes können prinzipiell auch mit anderen Acker- und pflanzenbaulichen Massnahmen wie z.B. Fruchtfolgegestaltung, Bodenruhe, Bodenbearbeitung, Hofdüngereinsatz, etc erzielt werden. Ein Beispiel für boden- und humusschonende Massnahmen, mit denen Kompostwirkungen erreicht werden können, sind Direktsaatverfahren. Denkbar ist aber auch, dass der Komposteinsatz solche Verfahren sinnvoll ergänzt und die positiven Wirkungen verstärkt. Hier fehlen Untersuchungen, die die Interaktionen des Komposteinsatzes mit solchen Massnahmen beschreiben und die Kompostwirkung relativ zu anderen ackerbaulichen Massnahmen quantifizieren und bewerten.

Gärgut, Gärgutkompost

Weiterhin sind gesicherte Aussagen zu den Wirkungen von Gärgut und Gärgutkompost nicht möglich, da hierzu keine Studien vorliegen. Aufgrund der Verschiedenheit der anaeroben Fermentation bei Gärgut und der aeroben Rotte bei Kompost sind Unterschiede bei bodenchemischen und bodenphysikalischen Bodenparametern zu erwarten. Auch hier besteht erheblicher Forschungsbedarf.

3.4 Literatur

- Adani, F., P. L. Genevini, F. Gasperi, and F. Tambone. 1999. Composting and humification. *Compost Science and Utilization* 7 (1):24-33.
- Aichberger, K., and J. Wimmer. 1999. Auswirkungen einer mehrjährigen Kompostdüngung auf Bodenkenndaten und Pflanzenertrag. Runder Tisch Kompost: Stickstoff in Bioabfall- und Grünschnittkompost - Bewertung von Bindungsdynamik und Düngewert, Wien.
- Albiach, R., R. Canet, F. Pomares, and F. Ingelmo. 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 (2):109-114.
- Asche, E. 1997. *Einfluss von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit unter besonderer Berücksichtigung der N-Dynamik, Agrarwissenschaften*. Giessen: Wissenschaftlicher Fachverlag.
- Asche, E., D. Steffens, and K. Mengel. 1994. Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturlflächen. In *VDLUFA-Schriftenreihe 38 - Kongressband*.
- Asmus, F., ed. 1992. *Einfluss organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt des Bodens und Humusreproduktion*. Vol. Band 4, *Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 206*.
- Avnimelech, Y., A. Cohen, and D. Shkedy. 1993. Can We Expect A Consistent Efficiency Of Municipal Waste Compost Application? *Compost Science and Utilization* 1 (4):7-14.
- Avnimelech, Y., D. Shkedy, M. Kochva, and Y. Yotal. 1994. The Use of Compost For the Reclamation of Saline and Alkaline Soils. *Compost Science and Utilization* 2 (3):6-11.
- Avnimelech, Y., M. Bruner, I. Ezrony, R. Sela, and M. Kochba. 1996. Stability indexes for municipal solid waste compost. *Compost Science and Utilization* 4 (2):13-20.
- Bazzoffi, P., S. Pellegrini, A. Rocchini, M. Morandi, and O. Grasselli. 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 (4):275-286.
- Chausson, P. 1999. Utilisation des composts en agriculture Synthèse des Essais-Vitrines 1989 - 1998. Nyon.
- Chen, Yona, B. Chefetz, Y. Hadar, Y. Chen, M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi. 1996. Formation and properties of humic substance originating from composts. *The science of composting: Part 1*:382-393.
- Dell, Abate M. T., S. Canali, A. Trinchera, A. Benedetti, and P. Sequi. 1998. Thermal analysis in the evaluation of compost stability: a comparison with humification parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51 (3):217-224.

- Delschen, T. 1999. Impacts of long-term application of organic fertilizers on soil quality parameters in reclaimed loess soils of the Rhineland lignite mining area. *Plant and Soil* 213 (1-2):43-54.
- Diez, T., and M. Krauss. 1997. Effect of long-term compost application on yield and soil fertility. OT: Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenenertrag und Bodenfruchtbarkeit. *Agribiological Research* 50 (1):78-84.
- Ebertseder, T., 1997. *Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen*, Agrarwissenschaft. Aachen: Shaker Verlag.
- Evanylo, G. K., and C. Sherony. 2002. Agronomic and Environmental Effects of Compost Use for Sustainable Vegetable Production. Paper read at Composting and Compost Utilization, at Columbus, Ohio, USA.
- Fortun, A., and C. Fortun. 1996. Effects of two composted urban wastes on the aggregation and ion exchange processes in soils. *Agrochimica* 40 (4):153-165.
- Gerzabek, M. H., H. Kirchmann, and F. Pichlmayer. 1995. Response of Soil Aggregate Stability to Manure Amendments in the Ultuna Long-Term Soil Organic-Matter Experiment. *Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde* 158 (3):257-260.
- Gigliotti, G., D. Businelli, and P. L. Giusquiani. 1999. Composition changes of soil humus after massive application of urban waste compost: a comparison between FT-IR spectroscopy and humification parameters. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55 (1):23-28.
- Gilley, J. E., and B. Eghball. 1998. Runoff and erosion following field application of beef cattle manure and compost. *Transactions of the ASAE* 41 (5):1289-1294.
- Giusquiani, P. L., M. Pagliai, G. Gigliotti, D. Businelli, and A. Benetti. 1995. Urban Waste Compost - Effects on Physical, Chemical, and Biochemical Soil Properties. *Journal of Environmental Quality* 24 (1):175-182.
- Goldbach, H.E., and H. W. Scherer. 2001. Verwertung von Sekundärrohstoff-Düngern in der Landwirtschaft, Möglichkeiten und offene Fragen. In *Vortrag 52. Hochschultagung der Landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Bonn*. Bonn.
- Gutser, R., and T. Ebertseder. 2002. Grundlagen zur Nährstoff und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland. In *Handbuch Kompost im Gartenbau*, edited by Z. G. e.V.: FGG Förderungsgesellschaft Gartenbau mbH, Bonn, Fax 02 28/810 02-76.
- Hänninen, K.I., J. T. Kovalainen, and J. kORvola. 1994. Carbohydrates as Chemical Constituents of Biowaste Composts and their Humic and Fulvic Acids. *Compost Science & Utilization* 3 (4):51-68.
- Harada, Y., K. Haga, T. Osada, T. Izawa, and Y. Nishimura. 1998. Decomposition of organic matter during the maturing process of cattle waste compost. *Animal Science and Technology* 69 (12):1085-1093.
- Hartl, W., and E. Erhart. 2002. Langzeitdüngung mit Kompost - Ergebnisse aus der Praxis. Paper read at Tagung Humus - das Qualitätskriterium für Kompost. Vorträge der 4. KGVÖ-ON-Fachtagung, at Bundesamtsgebäude Wien.
- Hartmann, R. 2003. *Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildesauer Geest, Niedersachsen*. Edited by W. Taubmann. Vol. 39, *Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung*. Bremen, Germany: Universität Bremen, Institut für Geographie.

- Joergensen, R., G., B. Meyer, A. Roden, and B. Wittke. 1996. Microbial activity and biomass in mixture treatments of soil and biogenic municipal refuse compost. *Biology & Fertility of Soils* 23:43-49.
- Kahle, P., and L. Belau. 1998. Modellversuche zur Prüfung der Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft. *Agribiological Research-Zeitschrift Fur Agrarbiologie Agrikulturchemie Okologie* 51 (3):193-200.
- Kremer, P. 2001. Einfluss von Komposten und Stallmist auf Bodeneigenschaften und Wachstum von *Ligustrum vulgare* L. Dissertation, Fachbereich Gartenbau, Universität Hannover, Hannover.
- Kundler, P. 1986. Organic Manures and Crop Residues as Soil Organic-Matter Inputs. *Bodenkultur* 37 (4):293-307.
- Landes, E., F. Timmermann, W. Grosskopf, and W. Ziegler. 2002. Verbund-Forschungsprojekt Kompostverwertung in der Landwirtschaft - Zwischenbericht.
- Leifeld, J., S. Siebert, and I. Kögel-Knabner. 1998. Humuschemische Parameter von Böden nach mehrjähriger Kompostanwendung im Feldversuch. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 39:64-68.
- Leifeld, J., S. Siebert, and I. Kogel-Knabner. 2002. Changes in the Chemical Composition of Soil Organic Matter After Application of Compost. *European Journal of Soil Science* 53 (2):299-309.
- Miikki, V., N. Senesi, and K. Hanninen. 1997. Characterization of humic material formed by composting of domestic and industrial biowastes. Part 2. Spectroscopic evaluation of humic acid structures. *Chemosphere* 34 (8):1639-1651.
- Petersen, U., and H. Stöppler-Zimmer. 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, Wien.
- Pinamonti, F., G. Zorzi, M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi. 1996. Experiences of compost use in agricultural and in land replacement projects. *The science of composting: Part 1*:517-527.
- Popp, L., P. Fischer, and N. Claassen. 1998. Biological-biochemical methods for determining maturity of composts. *Agribiological Research-Zeitschrift Fur Agrarbiologie Agrikulturchemie Okologie* 51 (3):201-212.
- Roldan, A., J. Albaladejo, and J. B. Thornes. 1996. Aggregate stability changes in a semiarid soil after treatment with different organic amendments. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10 (2):139-148.
- Saharinen, M. H. 1998. Evaluation of changes in CEC during composting. *Compost Science and Utilization* 6 (4):29-37.
- Saharinen, M. H., A. H. Vuorinen, and M. Hostikka. 1996. Effective cation exchange capacity of manure compost of varying maturity stages determined by the saturation-displacement method. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 27:15-17.
- 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 (2):1125-1130.
- Scheffer, F., and P. Schachtschabel. 1989. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 12 ed. Stuttgart: Enke Verlag.

- Smidt, E., and P. Lechner. 2002. Compost Quality Assessment and Process Control Using Fourier Transform Infrared Spectroscopy. Paper read at Composting and Compost Utilization, Columbus, Ohio, USA.
- Stamatiadis, S., M. Werner, and M. Buchanan. 1999. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). *Applied Soil Ecology* 12 (3):217-225.
- Steffens, D., H. Pape, and E. Asche. 1996. Influence of biowaste compost of different maturities on soil fertility. OT: Einfluss von Bioabfallkompost verschiedener Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit. *Kongressband* (44):405-408.
- Stratton, M. L., J. E. Rechcigl, A. Wallace, and R. E. Terry. 1998. Organic mulches, wood products, and composts as soil amendments and conditioners. *Handbook of soil conditioners: substances that enhance the physical properties of soil*.
- Timmermann, F., R. Kluge, K. Stahr, and G. Zauner. 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.
- Vos, J. A. de, and Vos J. A. De. 1996. Testing compost as an anti wind erosion agent in a wind tunnel. *Soil Technology* 9 (4):209-221.
- Warman, P.R. 2002. The long-term vegetable production experiment: Plant growth and soil fertility comparisons between fertilizer and compost-amended soils. Paper read at Composting and Compost Utilization, at Columbus, Ohio, USA.
- Werner, W., H. W. Scherer, and H. W. Olf. 1988. Influence of Long-Term Application of Sewage-Sludge and Compost from Garbage with Sewage-Sludge on Soil Fertility Criteria. *Journal of Agronomy and Crop Science-Zeitschrift Fur Acker Und Pflanzenbau* 160 (3):173-179.

4 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzenernährung und das Pflanzenwachstum

Alfred Berner

4.1 Feldanwendung von Kompost

4.1.1 Auswirkungen auf Ertrag

Die in der Kompostliteratur beschriebenen Feldversuche ergeben ein sehr uneinheitliches Bild. Sie umfassen Anwendungen in den verschiedensten Kulturen mit unterschiedlichsten Kompostrohmaterialien. Leitgedanken und Zielsetzungen der Versuche sind nicht überall ersichtlich. Oft geht nicht klar hervor, ob es sich um effiziente, möglichst nutzbringende Kompostanwendung oder billige Beseitigung organischer Abfälle handelt.

Ertrag und Ertragssicherheit sind jedoch für die Kompostanwender wichtige Informationen. In der praxisnahen Literatur sind die Erträge der Kulturen aufgeführt. Häufig fehlen jedoch Angaben zu den eingesetzten Komposten, wie z.B. über die Rohmaterialien, sowie über weitere Rotte- bzw. Qualitätskenngrößen. Welche Mengen an Mineraldünger als zusätzlich Ergänzung zugefügt wurden, ist auch nicht überall ersichtlich. In den Arbeiten über Nährstoffauswaschungen und Bodenveränderungen fehlen hingegen häufig Angaben über die Erträge der Kulturpflanzen. In der untenstehenden Tabelle 4.1 ist es deshalb nur möglich eine grobe Zusammenstellung der verwertbaren Publikationen zu machen.

Tabelle 4.1: Literaturzitate klassiert nach festgestellten Minder- bzw. Mehrerträgen durch Kompostgaben in Feldversuchen (ohne Mistkompost)

Höherer Ertrag mit Zusatzdüngung Mineraldünger / Gülle	Aichberger et al. 2000; Bischoff 1987; Buchgraber 2000; Diez and Krauss 1997; Ebertseder et al. 1994; Frei Ming et al. 1997; Hartmann 2003; Hue and Sobieszcyk 1999; Kostov et al. 1996; Kuo 1995; Maynard 1993, 1995; Pape and Steffens 1998; Petersen et al. 1996; Pevery et al. 1993; Rooster 1999; Rooster and Devliegher 1998; Steffens et al. 1996
Höherer Ertrag ohne Zusatzdüngung	–
Gleicher Ertrag	Asche et al. 1994; Ebertseder et al. 1994; Frei Ming et al. 1997; Jellum et al. 1995; Kluge et al. 1997; Maynard 1995; Nishiwaki and Noue 1996; Pape and Steffens 1998; Petersen et al. 1996; Stamatiadis et al. 1999
Kleinerer Ertrag in ersten Jahren	Frei Ming et al. 1997; Hartz et al. 1996; Vogtmann et al. 1993
Kleinerer Ertrag nachhaltig	Hue and Sobieszcyk 1999

Aufgrund der allgemein bekannten Tatsache, dass Grünabfall-, Rinden- oder Holzkomposte eine viel kleinere N-Düngewirkung als Mistkomposte aufweisen, werden letztere speziell in Tabelle 4.2 aufgeführt.

Problem: Hohe Heterogenität bei den untersuchten Grüngutkomposten

Anhand von Hinweisen der Autoren kann oft erahnt werden, dass die Komposte nicht überall eine optimale Qualität aufwiesen. Sehr oft geben sich die Autoren zufrieden, wenn mit der üblichen Düngermenge und zusätzlichem Komposteinsatz keine Mindererträge auftreten!

Beispiel für ein Zitat mit Komposten fragwürdiger Qualität: 5 von 6 Komposte immobilisierten N auch bei einem C/N-Verhältnis von < 12. In einem Anbauversuch wurde ein Mehrertrag bei Paprika mit Kompostgaben bei der kleinsten Zusatzdüngungsstufe von 168 kg N/ha erreicht. Oder es konnten gleiche Erträge mit „genügend N“, in diesem Fall 280 kg N/ha (!) erzielt werden (Hartz *et al.* 1996). Dieselben Autoren fanden bei Tomate und Tagetes erst bei den höchsten N-Stufen und Kompost ein optimales Wachstum.

Mistkompost

Bei den Versuchen mit Mistkomposten geht es häufig um reine Mistbeseitigung. In diesen Fällen werden sehr hohe Mengen an Mist eingesetzt, die über mehrere Jahre zweifellos zu überhöhten Nährstoffanreicherungen im Boden führen. Arbeiten mit dieser Thematik findet man mehrheitlich aus dem amerikanischen und asiatischen Raum.

Tabelle 4.2: Literaturzitate klassiert nach festgestellten Minder- bzw. Mehrerträgen durch Mistkompostgaben in Feldversuchen

Höhere Erträge mit Zusatzdüngung Mineraldünger / Gülle	-
Höhere Erträge ohne Zusatzdüngung	Maynard 1994
Gleiche Erträge *	Maynard 1989; Nishiwaki and Noue 1996; Schlegel 1992; Stein and Werner 1992; Toledo <i>et al.</i> 1994
Kleinere Erträge in ersten Jahren	Cooperband <i>et al.</i> 2002; Lindner 1996; Vogtmann <i>et al.</i> 1993

* Bei Versuchen mit Mistkomposten ist mit gleichem Ertrag vermutlich eher gleicher Ertrag wie mit Mineraldünger gemeint! Dies geht aber nicht aus allen Publikationen eindeutig hervor.

Bei den Publikationen mit Ertragshebungen handelt es sich häufig um wenig detaillierte Praxisberichte. Von Misserfolgen bei den Kulturen wird selten berichtet. Allfällige N-Sperren werden häufig mit nicht reduzierter Ergänzungsdüngung überdeckt.

Es besteht weiterhin grosser Forschungsbedarf hinsichtlich gut dokumentierter, langjähriger Versuche mit stark voneinander abweichenden Komposten und reduzierter Ergänzungsdüngung, bei denen die Auswirkungen auf die Ertragsleistungen, die N-Auswaschung und die Bodenveränderungen erhoben werden.

4.1.2 Auswirkungen auf die Nährstoffauswaschung

Zur Abschätzung der Nitratauswaschungsgefahr bei Kompostanwendung wurden Lysimeter-, Topf- und Freilandversuche sowie auch Modellrechnungen vorgenommen.

In einem fünfjährigen Versuch mit 200 l Lysimetern mit Verfahren von vergleichbarem N_{tot} -Niveau fand man bezüglich Nitratauswaschung folgende Rangfolge: NPK > Mistkompost > Küchenabfall Kompost > Kontrolle > Hackholz Kompost (Leclerc *et al.* 1995). Dies erstaunt weiter nicht, da der N der Mineraldünger sofort verfügbar war, bei den Komposten hingegen erfolgt die N-Mineralisierung nur langsam, bzw. wurde vermutlich das N beim Holzkompost immobilisiert.

Topfversuche

Jakobsen (1996) hat in einem 8-jährigen Versuch während 6 Jahren Kompost in Töpfe gemischt und darin Pflanzen angebaut, inklusive einer Kontrolle ohne Kompost. Im siebten Jahr wurde bei allen Töpfen Ammonsalpeter gedüngt und Gerste angebaut, die Kontrolle zusätzlich mit P und K versorgt. Das Drainagewasser wurde fortlaufend, auch während des darauf folgenden Winters analysiert. Die N-Auswaschung war unter den mit Kompost gedüngten Töpfen während der Kulturzeit der Gerste geringer als bei der Kontrolle, die P Auswaschung hingegen war höher. Im darauf folgenden Winter lag die N Auswaschung in den Kompostvarianten leicht über derjenigen der Kontrolle.

Freilandversuche

In einem dreijährigen Feldversuch wurden Gaben von 50 und 100 t Champignon- und Hühnermistkompost pro Hektar und Jahr verabreicht (Maynard 1993). In den Gemüsebauparzellen bestimmte man die Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Die Nitratkonzentrationen lagen unter 10 ppm mit Ausnahme der mineralisch gedüngten Kontrolle, welche in einem nassen Frühling 14,7 ppm erreichte. Die Autorin vermerkt, dass mit der Zeit ein Ansteigen der Werte unter der höchsten Menge Hühnermistkompost zu beobachten war. In einer weiteren Publikationen von (Maynard 1994) wurden ebenfalls hohe Mengen an Mistkompost verwendet und erstaunlich tiefe Nitratwerte im Grundwasser beschrieben. Welche Prozesse zu solch erstaunlich tiefen Nitratwerten an diesen Orten in Connecticut (USA) führten, ist nicht bekannt.

Unter Süßmais und Kohlanbau wurde von kleineren Nitratgehalten im Bodenwasser bei Düngung mit Hühnermistkompost im Gegensatz zu mineralischem N berichtet, was geringere Nitratauswaschungen zur Folge hatte (Nishiwaki and Noue 1996).

Dänische Modellrechnungen

Mit dem dänischen N-Simulationsmodell (DAISY) wurde anhand der Daten eines 4,5-jährigen Kompostversuches eine Kompostanwendung von 50 Jahren simuliert. Beim N-Umsatz führte die Anwendung von reifem und nicht reifem Kompost nur zu geringen Unterschieden. Dies im Gegensatz zu den Parametern Bodentemperatur, Wasserbilanz und Bodenmanagement (Fruchtfolge). Unterschiedliche Kompostanwendungen ergaben hohe Unterschiede auf sandigem Boden, nicht aber auf lehmigem Boden. Hohe Erträge und niedrige Nitratgehalte wurden mit 10 t Kompost /ha und Jahr erreicht, sowie mit einer Nmin angepassten N-Düngung von 20 kg N/ha zu Winterweizen (Gerke *et al.* 1997).

Die bis jetzt durchgeführten Versuche haben jedoch wenig mit mitteleuropäischen Praxisbedingungen gemeinsam. Es besteht daher weiterhin eine grosse Forschungslücke bei langjährigen Versuchen mit in Mitteleuropa gesetzeskonformen Ausbringmengen von Grüngutkompost und reduzierter Ergänzungsdüngung im Acker-, wie auch im Gemüsebau.

4.1.3 Empfehlungen für die Berücksichtigung des Kompoststickstoffes bei der Düngungsberechnung

Bei den meisten Autoren werden für die Düngungsberechnung N-Verfügbarkeiten im Bereich von 10 % bis 20 % im Anwendungsjahr angenommen. Wobei man sich bewusst ist, dass die Mineralisierungsleistungen der Komposte aufgrund ihrer Rohstoffe beträchtliche Streuungen aufweisen (Poletschny 1995; VDLUFA 1996). Höhere Holzanteile senken die Mineralisierungsleistung.

Es ist auch sehr schwierig die längerfristigen Bodenverbesserungseigenschaften der Komposte in diesen Berechnungen zu berücksichtigen, zumal diese Eigenschaften in Abhängigkeit der Witterungsbedingungen stark schwanken (Amlinger 2002). In der Praxis werden bei der Düngerberechnung N-Nachwirkungen von Kompostgaben nicht mehr berücksichtigt, wenn sie 10 und mehr Jahre zurückliegen. Die längerfristige Bodenverbesserung durch Komposteinwirkung hingegen, sollte vermehrt als Standortverbesserung bei der Düngungsplanung berücksichtigt werden.

Um den organischen N-Pool im Boden durch Kompost-N nicht zu stark anwachsen zu lassen, kann eine Frachtbegrenzung für die Kompostausbringung vorgenommen werden (Anonym 1995; Gutser 1996).

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, mit höheren Verfügbarkeitskoeffizienten zu rechnen (Amlinger 2002). Dadurch werden jedoch die Betriebe „bestraft“, welche Kompost einsetzen, da sie mit Ergänzungsdüngern insgesamt weniger Nährstoffe ausbringen können, als diejenigen Betriebe die keine Komposte einsetzen. Betriebsleiter müssen in diesem Fall sehr stark vom Nutzen der Komposte überzeugt sein, um unter diesen Umständen Kompost an Stelle von Handelsdünger einzusetzen.

Tabelle 4.3: Übersicht über Publikationen über die Verfügbarkeit des Gesamtstickstoffes aus Komposten, sowie Angaben über Frachtlimiten

Kompost und Klärschlamm. (Anonym 1995)	N-Verfügbarkeit: Anwendungsjahr: ca. 10 % folgende 2 Jahre: je 5-10 % Gesamthaft verfügbarer N: ca. 20-30 % Fracht: max. 25 t TS /ha und 3 Jahre (StoV)
Bewertung von Sekundärrohstoffdüngern vor dem Hintergrund der Düngerverordnung. DLG-Arbeitsunterlagen, (Poletschny 1995)	Frischkompost: Herbstaubringung 10 %; Frühljahrsausbringung 15 % verrotteter Kompost: Herbstaubringung 15 %; Frühljahrsausbringung 20 %.
Standpunkt "Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger und Bodenhilfsstoffe". VDLUFA-Standpunkt, (VDLUFA 1996)	Kurzfristige N-Verfügbarkeit: Bioabfallkompost: 10-15 %, Grüngutkompost: 5-10 %, Grünguthäcksel: 0-10 %
Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. TU-München, (Gutser 1996)	Organische Dünger tragen zur Erhöhung des N-Pools im Boden bei, deshalb sollte die jährliche N-Zufuhr über Biokompost auf 80-100 kg N _t /ha begrenzt werden. Dies ergibt Frachten bis 7,5 t TS /ha und Jahr.
Grundlagen der Düngung für den Acker und Futterbau 2001, (Walther <i>et al.</i> 2001)	Mittelfristige N-Verfügbarkeit: Kompost: 5-10 %
Fachliche Grundlagen zur Stickstoffbewertung der Kompostdüngung, (Amlinger 2002)	Folgende Zahlen sind nach Angaben des Autors deutlich überhöht um einen ausreichenden „Puffer“ für den Grundwasserschutz zu haben: Jahr der Anwendung: 25 % 1. Folgejahr: 10 % 2. bis 4. Folgejahr: je 5 % 5. bis 9. Folgejahr: je 3 %

Eine Beschränkung der ausgebrachten Kompostmenge wird auch bei schadstoffarmen Komposten als sinnvoll erachtet, um ein zu hohes Ansteigen des allerdings nur langsam mineralisierenden N-Pools zu erreichen. Diese Beschränkung scheint jedoch gerechtfertigt, obwohl die Ansichten zur Anrechnung der N-Mineralisierung noch weit auseinander liegen. Die Beschränkung über den P-Haushalt der Betriebe, wie sie in der Schweiz mit den ÖLN-Massnahmen umgesetzt wird, ist sinnvoll (ÖLN = Ökologischer Leistungsnachweis).

4.1.4 Auswirkungen der Komposte auf die Qualität der Pflanzen

Nitratgehalte

Mit Kompost gedüngte Pflanzen wiesen geringere Nitratgehalte in ihrer Biomasse auf als mit mineralischem N gedüngte. Dies wurde bei Wurzel- und Blattgemüse gefunden (Lindner 1992; Premuzic *et al.* 2000; Vogtmann *et al.* 1993) und konnte auch an Tomaten beobachtet werden (Kostov *et al.* 1996). Bei Nitrat-N-Konzentrationen von > 5 % des Gesamt-N in Komposten, hingegen, konnten auch Nitratakkumulationen im Gemüse beobachtet werden (Kostov *et al.* 1996).

Vitamin C-Gehalte

Bei Vitamin C lagen die Gehalte bei Kompostdüngung häufig höher als bei mineralischem N (Kostov *et al.* 1996; Premuzic *et al.* 2000; Vogtmann *et al.* 1993), und auch die Lagerqualität wurde durch Kompost positiv beeinflusst (Vogtmann *et al.* 1993).

Die möglichen Qualitätsverbesserungen bezüglich Nitrat- und Vitamin C-Gehalte von Pflanzen, welche sich im vegetativen Wachstum befindenden, im Speziellen von Gemüse, könnte auch für die Konsumenten ein Argument für einen Komposteinsatz sein. Gezielte Untersuchungen zur Qualitätsverbesserung in der Praxis sind spärlich. In diesem Bereich besteht noch weiterer Forschungsbedarf.

4.2 Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Komposte

4.2.1 Übersicht über die publizierten Mineralisierungsversuche

Im Gegensatz zu Freilandversuchen, können mit standardisierten Mineralisierungsversuchen die Auswirkungen von unterschiedlichen Kompostqualitäten unter definierten Bedingungen studiert und unmittelbar verglichen werden. Bei diesen Versuchen wird der mineralisierte Stickstoff entweder direkt erfasst, oder er wird im Topfversuch von den Pflanzen aufgenommen, und danach wird deren Ertrag gemessen. Für die Charakterisierung von Komposten sind diese Versuche sehr wertvoll. Nicht nur die unterschiedlichen Eigenschaften von Komposten und deren Veränderung während der Kompostierung werden dadurch untersucht, sondern auch deren Auswirkungen auf die wichtige Eigenschaft der Mineralisierung, d.h. damit wird der Nutzen der Komposte direkt betrachtet.

In den folgenden Kapiteln wird die Literatur über die einzelnen Parameter und soweit möglich ihr Einfluss auf die Auswirkungen der Komposte besprochen.

4.2.2 Auswirkungen der Kompostreife (Alter) auf die Nährstoffmineralisierung und die pflanzenbaulichen Eigenschaften von Komposten

Die Wichtigkeit der Reife der Komposte für die Anwendung wurde vielfach betont (Gallardo-Lara and Nogales 1987). In anderen Untersuchungen wurden aber keine Unterschiede im Mineralisierungsverhalten zwischen unterschiedlich reifen Komposten festgestellt (Siebert *et al.* 1998). Dass durchaus beides möglich ist, zeigte sich in folgenden Versuchen (Tabelle 4.4).

Tabelle 4.4: Übersicht über publizierte Mineralisierungsstudien mit oder ohne Pflanzen mit Hinweisen zu den, die Komposte charakterisierenden Analysen.

Quelle	Topfpflanzen-Versuch	Mineralisierungsversuch	lösliche Stoffe	Organische Stoffe	Aktivität, Abbau	Keimpflanzen	Stichworte zu Analysemethoden
Rajmakers <i>et al.</i> 1992	x						Lolium perenne; N-Wirksamkeit
Ebertseder <i>et al.</i> 1994	x		x				Hafer, Raygras; C/N in K ₂ SO ₄
Blanco and Almendros 1995a	x		x	x		X	Lolium rigidum; Zusammensetzung der wasserlösl. Fraktion, Biopolymere
Blanco and Almendros 1995b	x		x	x			Lolium rigidum; N, Lignin, Zusammensetzung der wasserlösl. Fraktion
Jedidi <i>et al.</i> 1995		x		x			Hemicellulose, Cellulose, Lignin, K ¹⁵ NO ₃
Keeling <i>et al.</i> 1995	x				x		Lolium preenne; mikrobielle Biomasse, Protozoen
Berner <i>et al.</i> 1996		x	x		x	x	NH ₄ , NO ₃ , optische Dichte, Atmung, Kresstest offen und geschlossen
Scherer <i>et al.</i> 1996	x		x				Raygras; heisswasser-löslicher N
Sikora and Yakovchenko 1996		x					Abbau mit ¹⁴ C
Blanco and Almendros 1997	x		x	x			Lolium rigidum; Nährstoffe, Thermogravimetrie, ¹³ C MNR
Hadas and Portnoy 1997		x	x				Abbau Kinetic, Nährstoffe
McCallum <i>et al.</i> 1997	x					x	Sommerweizen;
N'Dayegamiye <i>et al.</i> 1997	x	x	x	x			Dactylis glomerata; Fulvo-, Huminsäuren
Bernal <i>et al.</i> 1998a		x					Abbau Kinetic C, N
Bernal <i>et al.</i> 1998b		x	x	x		x	C/N, CW, CW/Norg, NH ₄ /NO ₃ , NH ₄ , Germination Index
Bieri <i>et al.</i> 1998		x	x			x	NH ₄ , NO ₃ , geschlossener Kresstest
Siebert <i>et al.</i> 1998		x					N-Mineralisierung
Heller 1999		x	x				NH ₄ , NO ₃ , NO ₃ /NH ₄
Thompson and Nogales 1999		x			x		N-Mineralisierung
Levanon and Pluda 2002		x	x	x	x		NH ₄ , NO ₃ , mikrobiologische Untersuchungen
Sullivan <i>et al.</i> 2003	x						7 jähriger Versuch mit Gras

Gewächshausversuche

Frisch- und Fertigkomposte mit unterschiedlichen Anteilen von Haushaltsabfällen (Biotonne) und Grüngut (Abfälle aus dem Landschaftsbau und von Strassenrandstreifen) wurden in einem Topfversuch mit Raygras eingesetzt (Scherer *et al.* 1996). Die Grüngutanteile lagen bei den Frisch- und Fertigungskomposten bei 30, 70 und 100 %. Die Komposte unterschieden sich vor allem in ihrem Holzanteil und damit im C/N-Verhältnis. Mit zunehmendem Grüngutanteil stieg das C/N-Verhältnis an, dasjenige der Frischkomposte lag etwas über demjenigen der Fertigungskomposte. Der Raygras Trockenmasseertrag lag bei Fertigungskompost mit 100 % Grüngut und bei Frischkompost mit 70 und 100 % Grüngut tiefer als bei den anderen Kompostvarianten. Die N-Nettoentzüge (minus Kontrolle) waren beim ersten Schnitt bei

Frishkompost deutlich kleiner als bei Fertigkompost. Bei 70 und 100 % Grünanteil im Frishkompost waren die Nettoentzüge deutlich negativ, bei Fertigkompost nur bei 100 % Grünanteil. Ab drittem Schnitt waren keine Unterschiede zwischen Frish- und Fertigkompost mehr feststellbar. Die gesamte N-Ausnutzung lag bei maximal 7 % des mit Kompost zugeführten N, abnehmend mit zunehmendem Grüngutanteil. Zwischen Frish- und Fertigkomposten traten keine gesicherten Unterschiede auf. Mit zusätzlicher N-Düngung zu Beginn des Versuches mit ¹⁵N, konnten die Entzüge gesteigert werden. Dies war aber nicht nur im ersten Schnitt sichtbar, sondern auch im dritten Schnitt. Dies lässt auf eine vorübergehende Immobilisierung des markierten N durch die mikrobielle Biomasse schliessen. Die Biomasse diente als Zwischenspeicher für den Stickstoff und wurde später wieder mineralisiert, was zu einer verzögerten Freisetzung des N führte. Dieser Versuch zeigt, dass sich die unterschiedliche Reife insbesondere des holzreichen Grüngutes auf die kurzfristige N-Mineralisierung auswirkt. Bei den Biotonneabfällen mit einem tieferen C/N-Verhältnis waren diese Unterschiede kleiner.

Inkubationsversuche

Siebert *et al.* (1998) fanden in ihren Inkubationsversuchen bei 5°C und 14°C Bodentemperatur während 552 Tagen bei unterschiedlich reifen Komposten keine Differenzen in der Mineralisierung während dieser relativ langen Zeitdauer. Die Komposte zeigten aber eine unterschiedliche Mineralisierungsdynamik, die sich in Form kurzfristiger Mineralisierungsunterschiede manifestierte.

Freilandversuche

Gartenabfälle, die ein bis zwei Wochen kompostiert wurden erzeugten einen höheren Pflanzenertrag im Topfversuch als solche, welche während 4 Wochen kompostiert wurden (Keeling *et al.* 1995).

Im Gemüsebau wurden nicht nur Unterschiede im Ertrag, sondern auch Unterschiede bei der Anzahl Pflanzen festgestellt, das heisst mit Kompostgaben wurde die Überlebensrate der Setzlinge erhöht (Kolota *et al.* 1998). Bei Mistkompost führten kürzere Rottezeiten meist zu kurzfristig erzielten Mehrerträgen (Lindner 1996).

Komposte aus Rinde und Sägemehl mit Fischabfällen als N-reiche Komponente bildeten sich nach der „kurzen“ Rottezeit von 12 Monaten zu einem nicht pflanzenschädigenden Substrat aus. Nach 24 Monaten eigneten sie sich noch besser als Substrat (N'Dayegamiye and Isfan 1991).

Bei Komposten, die zu Düngungszwecken eingesetzt werden, ist die Mineralisierung eines der wichtigsten Qualitätskriterien. Wie oben gezeigt, hängt die Mineralisierung bei holzhaltigen Komposten nicht vom zeitlichen Alter der Komposte, sondern vom „physiologischen“ Alter bzw. von der Reife der Komposte ab. Die grossen Mengen an energiereichen C-Verbindungen, die sich Mikroorganismen leicht verfügbar machen können, müssen bei einem reifen Kompost abgebaut sein. Bei Komposten mit einem geringen C/N-Verhältnis ist die Reife für die Mineralisierung von geringerer Bedeutung. Es ist somit ganz allgemein wichtig, die Komposte entsprechend ihrer Reifeparameter zu charakterisieren.

Bei Komposten, die in grösseren Mengen als Bodenverbesserungsmittel oder gar als Substratbestandteil eingesetzt werden, sind zusätzlich organische, pflanzenbeeinflussende Abbauprodukte, wie niedermolekulare Fettsäuren, für den Kulturerfolg eine wichtige Kenngrösse (siehe auch dort).

4.2.3 Auswirkungen der Komposte auf die Eigenschaften der Böden

Simarmata (1993) konnte in einem Freilandversuch während 540 Tagen nach Grünlandumbruch in der Mineraldünger-, der Stroh- und der Kompostvariante einen Verlust von N₂O-N /ha von 38, 40 und 30 kg,

bedingt durch Denitrifikation, messen. Dieser umfasste 13, 15 und 10 % der applizierten Dünger. Das Verhältnis von $N_2:N_2O$ bei der gemessenen Denitrifikation korreliert positiv mit dem Kohlenstoff: Nitratverhältnis im Bodenwasser dieses Bodens; je mehr Kohlenstoff pro Nitrat vorhanden ist, umso kleiner ist die N_2O -Freisetzung unter anaeroben Verhältnissen im Boden. Bei organischen Düngern ist dieses Verhältnis deutlich grösser als bei mineralischen Düngern.

4.3 Parameter zur Charakterisierung der Komposte, aktueller Stand

4.3.1 Physikalische Eigenschaften

Aussehen, Struktur

Bei der Kompostierung findet eine Zersetzung und Umwandlung der organischen Rohmaterialien statt. Die Struktur des Kompostes kann als Differenzierungskriterium zwischen den aeroben Prozess durchlaufenden Komposten und den anaeroben Prozess durchlaufendem Gärgut verwendet werden (Schleiss *et al.* 2002). Kompost darf im Gegensatz zu Gärgut, mit Ausnahme von Holz, keine erkennbaren Pflanzenstrukturen mehr aufweisen.

Farbe

Trotz Farbveränderung während der Kompostierung wurde dieses Kriterium seit (Berner and Bieri 1991) zur Charakterisierung von Komposten offenbar nicht mehr weiter untersucht.

Siehe dazu Kapitel lösliche organische Stoffe, Farb- (Absorptions-) Messungen an Kompostextrakten.

Temperatur

Da die Temperaturerhöhung der Komposte durch die Energiefreisetzung bei der Atmung der Mikroorganismen erfolgt, wird die Temperatur bei den biologischen Eigenschaften behandelt, siehe dazu Kapitel 4.3.3 (Atmung, Selbsterhitzung).

4.3.2 Chemische Eigenschaften

pH

Der pH-Wert steigt während der Kompostierung von Pflanzenabfällen auf Werte über 8 bis 8,5 an. Erst mit der Abkühlung der Komposte und der einsetzenden Nitrifizierung sinkt er wieder ab, je nach Bedingungen unter 8 oder sogar 7,5. Die genauen Werte hängen jeweils vom Rohmaterial, vom N-Gehalt und von der Intensität der Nitrifizierung, d.h. der Rotteführung, ab. Aus diesem Grund ist der pH-Wert meist nicht als Parameter in Qualitätsrichtlinien enthalten. Ausnahme bilden die Richtlinien des Verbandes Kompostwerke Schweiz (VKS), bei denen höhere Kompostqualitäten für Anwendungen im Gartenbau, dem gedeckten Pflanzenbau und im Hobbygartenbereich, pH-Obergrenzen vorgesehen sind (Schleiss *et al.* 2002).

Der pH-Wert ist für die Kompostanwendung in hohen Konzentrationen (Substraten) äusserst wichtig und sollte deshalb auch immer deklariert werden.

Wird nicht stabilisierter Kompost bei 40 °C anaerob gelagert, so können die Mikroorganismen die noch verwertbaren C-Quellen nicht veratmen und wandeln sie in niedermolekulare Fettsäuren um. Dies kann

anhand einer Absenkung des pH-Wertes festgestellt werden. Bei reifen Komposten fällt die pH-Absenkung gering aus. Als Kriterium für reife Komposte wird deshalb ein pH nach 5 Stunden anaerober Bebrütung (pH_{5h}) von >7,5 postuliert (Popp *et al.* 1996; Popp *et al.* 1998). Dieser Parameter weist hohe Korrelationen zur Atmungsintensität und zur Selbsterhitzung auf. Die Messung dauert jedoch nur 5 Stunden im Gegensatz zu 24 bis 48 Stunden für Atmungsmessungen.

pH-Messungen als Absolutwert und pH-Veränderung nach 5 Stunden können durchaus wichtige Informationen zur Kompostqualität liefern.

Redoxpotential

Das Redoxpotential der Komposte steigt mit zunehmender Rotte an. Das Redoxpotential ist jedoch schwierig als stabiler Wert zu messen. Deshalb werden meistens andere Werte, die indirekt das Redoxpotential widerspiegeln, gemessen, wie beispielsweise das Verhältnis von $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$, $\text{H}_2\text{S}^-/\text{SO}_4^{2-}$ oder pH-Abnahme bei anaerober Bebrütung.

Kationen – Austausch - Kapazität

Da die Kationen-Austausch-Kapazität (KAK) eine wichtige Eigenschaft der Komposte ist, wird dieser Parameter immer wieder als Qualitäts- und Reifeparameter vorgeschlagen (Butler *et al.* 2001; Jimenez and Garcia 1992; Namkoong *et al.* 1999; N'Dayegamiye *et al.* 1997). Die Höhe der Werte wird aber auch stark vom Ausgangsmaterial bestimmt und hängt nicht zuletzt von der Korngrösse der gemahlten Probe ab (Jacas *et al.* 1986).

Die Bestimmung des KAK ist deshalb mit systematischen Fehlern behaftet und als Vergleichsparameter zwischen unterschiedlichen Labors nicht geeignet.

Ammonium / Nitrit / Nitrat ($\text{NH}_4^+ / \text{NO}_2^- / \text{NO}_3^-$)

Durch Ammonium, Nitrit, Nitrat und lösliche C-Quellen wird die Aktivität der mikrobiellen Biomasse im Kompost stark beeinflusst. Welche N-Form im Kompost vorliegt, hängt vom Redoxpotential im Kompost ab. Zu Beginn der Kompostierung, während der Hochtemperaturphase und bei noch tiefem Redoxpotential, liegt vor allem Ammonium vor, bei abnehmenden löslichen C-Gehalten und sinkenden Temperaturen wird das Ammonium in zwei Stufen zu Nitrat oxidiert. Ammonium sinkt deshalb während der Kompostierung langsam ab, Nitrat bleibt lange nahe Null und steigt dann bei sinkender Temperatur in der Miete rasch an (Heller 1999; Mathur *et al.* 1993). Die Höhe dieser Werte wird stark vom Rohmaterial bestimmt.

Ammonium

Eine Obergrenze bei Ammonium kann deshalb als früher Stabilitätsparameter für Grünabfallkomposte verwendet werden (Schleiss *et al.* 2002). Ammonium im Kompost wird nach dem Einmischen im Boden immobilisiert (Berner *et al.* 1996).

Nitrat

Die Nitratgehalte im Kompost hängen nebst der Reife auch stark vom Rohmaterial ab. Nitrat ist pflanzenverfügbar und trägt zur Ertragsbildung aus dem Kompost bei. Mit dem Verhältnis von Nitrat-N zu Ammonium-N ($\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$) wird der Nachteil der Rohmaterialabhängigkeit eliminiert (Schleiss *et al.* 2002). Bernal *et al.* (1998b) schlagen ein $\text{NH}_4/\text{NO}_3 < 0,16$ für Reifkompost vor. Umgerechnet entspricht dies einem $\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ von 1,8. Kompost für Gartenbau im Freiland soll ein $\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N}$ von > 2

aufweisen, Kompost für den gedeckten Anbau und Hobbybereich ein $\text{NO}_3\text{-N}/\text{NH}_4\text{-N} > 20$ (Schleiss *et al.* 2002).

Nitrit

Höhere Nitrit-Gehalte weisen auf gestörte aerobe Verhältnisse hin. Sie können kurzfristig bei Gärgut auftreten. Nitrit weist eine hohe Phytotoxizität auf, wird aber bei der aeroben Nachrotte zu Nitrat oxidiert.

Da die Gehaltsunterschiede bei unterschiedlichen Kompoststadien bei Ammonium und Nitrat im Wasserextrakt sehr gross sind, ist es möglich in der Praxis auch halbquantitative Teststäbchen zu verwenden. Damit eignet sich dieser Test, da er einfach anwendbar ist, sehr gut zur Qualitätsüberwachung direkt im Kompostwerk.

C/N-Verhältnis

Das C/N-Verhältnis der Gesamtgehalte ist ein häufig verwendetes, aber grobes Verhältnis, um die Mineralisierungseigenschaften von organischen Materialien einschätzen zu können (Bernal *et al.* 1998b; N'Dayegamiye and Isfan 1991).

C_{org}/N_{org}-Verhältnis im Wasserextrakt eines reifen Kompostes liegt zwischen 5 und 6 (Jimenez and Garcia 1992; Namkoong *et al.* 1999). Um abschätzen zu können wie sich die Mikroorganismen in der flüssigen Phase des Kompostes verhalten, ist das C/N-Verhältnis im Wasserextrakt der geeignete Parameter (Pare *et al.* 1998).

Durch einen K_2SO_4 -Extrakt werden noch mehr organische Stoffe aus dem Kompost gelöst als allein mit dem wässrigen Extrakt. Das C/N-Verhältnis im K_2SO_4 -Extrakt wird deshalb als Indikator für den Erstjahresertrag von Kompost empfohlen (Ebertseder *et al.* 1996). Gesamt C- und N-Bestimmungen sind aufwendiger als die Bestimmung von Nitrat und Ammonium, speziell bei Verwendung von Teststäbchen. In den wässrigen Extrakten können aber die Mikroorganismen beeinflussenden Parameter bestimmt werden. Diese Parameter könnten deshalb die Bezugswerte sein um Nitrat und Ammonium (bzw. N_{org}) mit N_{tot} im Wasserextrakt in Relation zu setzen. Dasselbe gilt für die Farbdichten der Fulvo- und Huminsäuren mit dem C-Gehalt im Wasserextrakt.

Lösliche Mineralstoffe

Stickstofffraktionen

Der Nährstoffgehalt der Komposte hängt im Wesentlichen vom Ausgangsgehalt der Rohstoffe ab. Durch die Rotteverluste werden die Nährstoffe konzentriert. Je nach Prozessbedingungen können aber auch beträchtliche Verluste entstehen. Ammoniak kann gasförmig entweichen, mineralisiertes Ammonium, Nitrat und Kali aus dem Kompost mit dem Sickersaft ausgewaschen werden (Fischer and Jauch 1988). Ebenso können erhebliche N-Verluste durch Denitrifikation von Nitrat und Nitrit auftreten.

Phosphor

Die Wasserlöslichkeit von P nimmt mit der Kompostierung ab. Mit Ca und Mg wird P zu schwerer löslichen Verbindungen ausgefällt. Organische P-Verbindungen können später wieder mineralisiert werden (Traore *et al.* 1999). Die P-Verfügbarkeit ist aber auch stark pH abhängig. In sauren Böden ist Kompost P leichter verfügbar als in karbonathaltigen Böden (Sinaj *et al.* 2002).

Für die Löslichkeit von Phosphor im Kompost, aber auch von Schwermetallen, sind die aktuellen Bedingungen wie pH und Redoxpotential verantwortlich. Wechseln diese mit dem Eintrag in den Boden,

so verändern sich auch die Löslichkeiten dieser Stoffe. Es kann somit nicht anhand der Kenngrösse eines Komposts auf die spätere Löslichkeit dieser Stoffe im Boden geschlossen werden.

Zellulose, Lignin

Während des Kompostierungsprozesses werden Proteine, einfache Kohlehydrate und Fette rasch und mit abnehmender Geschwindigkeit Zellulose, Hemicellulose und Lignin abgebaut. Lignin reichert sich so im Kompost relativ an (Leifeld *et al.* 2002a)

Die Mineralisierung von Kompostproben korreliert stark mit dem C/N-Verhältnis und dem N-Gehalt der Komposte, sowie mit dem Hemicellulose- und Lignin-Gehalt der Komposte bzw. dem Verhältnis zwischen Hemicellulose + Cellulose + Lignin / N-Gehalt der Komposte ($r = 0,886$) (Jedidi *et al.* 1995). Die Untersuchungen wurden mittels fraktionierten Analysen durchgeführt.

13C-Kernresonanz-Spektroskopie

Funktionelle Gruppen können heute auch mit ^{13}C -NMR (^{13}C -Kernresonanz-Spektroskopie) sowie mit PY-FIMS (Pyrolyse-Feldionisation-Massenspektrometrie) im Kompost, wie im Boden für wissenschaftliche Zwecke bestimmt werden (Leifeld *et al.* 2002a; Schnitzer *et al.* 1993).

Nah-Infrarot-Spektroskopie

Die Bestimmung dieser Stoffgruppen und anderer Eigenschaften mittels Nah-Infrarot-Spektroskopie (NIR) ist für die Eichung der Methode aufwändig. Die Methode eignet sich jedoch für die schnelle Messung einer grossen Anzahl Einzelproben von Komposten sehr gut (Ben *et al.* 1997).

Die erwähnten Methoden eignen sich gut für wissenschaftliche Zwecke. Für Praxisanwendungen hingegen, sind sie zu aufwändig (Ausnahme NIR). Es wäre deshalb sinnvoll, wenn die NIR-Methode zur Kalibrierung in einem gut untersuchten Satz von Kompostproben nebst N-Mineralisierung und anderen aufwändig zu bestimmenden Kompostnutzenparametern im Rahmen eines Forschungsprojekts perfektioniert werden könnte.

Organische Säuren (Ohne Fulvo-/ Huminsäuren)

Die niedermolekularen Fettsäuren, aber auch Gerbsäuren werden für Keimhemmungen bei Pflanzen verantwortlich gemacht.

Die anfänglich vielfältigen Strukturen der Fettsäuren vereinheitlichen sich mit zunehmender Rottedauer (Dinel *et al.* 1996). Diethyl-Ether lösliche Fette werden rascher abgebaut als chloroformlösliche (Dinel *et al.* 1996). Die Bedeutung der Fettsäurefraktion zur Vorhersage der Mineralisierung nimmt jedoch mit zunehmendem Kompostalter ab (Blanco and Almendros 1995b).

Freie Aminosäuren können mittels Papierchromatographie detektiert werden. Die Aminosäuregehalte steigen in den ersten Tagen der Kompostierung an und fallen danach laufend bis auf 1/20 der Werte ab (Hara *et al.* 1999).

Diese Methoden können für wissenschaftliche Zwecke sinnvoll sein. Sie sind jedoch für die Praxis zu aufwändig.

Fulvo-, Huminsäuren und andere photoaktive Substanzen

Wässrige, neutralsalzhaltige und speziell basische Kompostextrakte zeigen eine mehr oder weniger bräunlich bis gelbe Farbe. Diese wird durch Fulvo- und Huminsäuren sowie durch melaninartige,

photoaktive Substanzen verursacht. Die Art der Rohmaterialien ist entscheidend für die Höhe der Farbdichte. Sie ist zu Beginn der Kompostierung höher und nimmt jedoch mit zunehmender Reife ab. (Mathur *et al.* 1993).

Die Absorptionen der meist wässrigen Extrakte werden bei 472 und 664 nm gemessen und der $Q_{4/6}$ bzw. E_{472}/E_{664} berechnet. Der $Q_{4/6}$ steigt mit zunehmender Kompostierdauer an (Mathur *et al.* 1993; N'Dayegamiye and Isfan 1991; Schnitzer *et al.* 1993).

Mit basischen Extraktionsmitteln werden zusätzlich Huminsäuren aus dem Kompost herausgelöst. Gemessen wird der $Q_{4/6}$ aber auch der Humifizierungsindex (HI), der der Menge basenlöslicher OS / Gesamt OS des Kompostes entspricht (Forster *et al.* 1993; Namkoong *et al.* 1999).

Die Farbdichte kann nicht nur mit Fotometern im Labor gemessen werden. Im Vergleich mit gefärbten kalibrierten Lösungen können in der Praxis auch einfache Messungen gemacht werden. Für wissenschaftliche Zwecke müssen sie relativ bzw. parallel zu C-Bestimmungen in den Extrakten ausgeführt werden.

4.3.3 Biologische Eigenschaften

Atmung

Bei der Kompostierung werden zuerst die leicht abbaubaren organischen Stoffe veratmet, was eine hohe mikrobielle Aktivität zur Folge hat. Später werden die schwerer abbaubaren organischen Stoffe unter geringerer Aktivität der Mikroorganismen veratmet. Die Menge an ausgeschiedenem CO_2 nimmt mit zunehmender Dauer der Kompostierung ab. Die CO_2 -Bildung pro Rottezeit kann deshalb als Reifekriterium in einem Schnelltest verwendet werden (Seekins 1996). Die CO_2 -Bildung weist eine gute Korrelation zur Atmung (O_2 -Verbrauch) und zur Selbsterhitzung der Komposte auf (Seekins 1996).

Zur Messung der Atmung kann auch der Sauerstoffverbrauch des Kompostes bestimmt werden (Jourdan 1988; Lasaridi and Stentiford 1998; Lasaridi *et al.* 1997; Lemaire and Roeber 1996; Seekins 1996). Da dies oft in Messgeräten aus der Abwassertechnik geschieht, wird die Atmung der Komposte häufig auch in einer wässrigen Suspension gemessen. Dadurch werden auch Messungenauigkeiten infolge nicht optimaler Wassergehalte vermieden (Iannotti *et al.* 1993; Lasaridi and Stentiford 1996, 1998; Yamaguchi *et al.* 2002).

Die Atmung oder der Sauerstoffverbrauch eines Kompostes kann aus verschiedenen Gründen gering ausfallen. Zum einen, wenn er reif ist, d.h. wenn die Mikroorganismen ihre C-Quellen verbraucht haben, zum anderen falls das Ausgangsmaterial zur Hauptsache aus „Sägemehl“ besteht und für die Mikroorganismen kein leicht verfügbares C und/oder N vorhanden ist. Und schliesslich dann, wenn der Kompost zu trocken ist. Diese drei Möglichkeiten zeigen auch, dass die direkte Messung der Atmung der Komposte zur Reifebestimmung mit hohen Unsicherheiten behaftet ist. Eine Reifebestimmung der Komposte allein aufgrund der Atmung ist zuwenig verlässlich.

Selbsterhitzung

Bei den Qualitätskriterien der Bundsgütegemeinschaft Kompost BGK wird der Rottegrad bestimmt (Schleiss *et al.* 2002). Der Rottegrad ist eine fünfstufige Einteilung, die im wesentlichen auf dem Selbsterhitzungstest basiert (Jourdan 1988). Der Selbsterhitzungstest muss aber genau nach Methodenbeschreibung ausgeführt werden, da kleine Abweichungen von der optimalen Feuchte, der Gefässgrösse und der Luftzufuhr leicht zu abweichenden Resultate führen (Jourdan 1988; Weppen 2002). Untersuchungen (Richard and Zimmerman 1995) haben gezeigt, dass die Selbsterhitzung unmittelbar mit

der Komposttemperatur in der Miete korreliert. Es wurden hingegen keine Korrelation zwischen Selbsterhitzung und der N-Aufnahme im Pflanzenversuch gefunden (Ebertseder *et al.* 1994).

Die Methode der Selbsterhitzung ist ebenfalls eng mit der Atmung korreliert und weist auch dieselben Fehlermöglichkeiten wie die Atmung auf. Sie ist zwar in Deutschland und in anderen Ländern in der Kompostqualitätsbestimmung etabliert, wird aber aufgrund der vorhandenen Kenntnisse als ungeeignet beurteilt.

Spezifisch mikrobiologische Parameter

Zur Beurteilung der Kompostaktivität sowie der Immobilisierung bzw. der Mobilisierung des Bodenstickstoffs können Dehydrogenaseaktivität und-Arginin Ammonifikation der Komposte gemessen werden (Forster *et al.* 1993). Die Dehydrogenaseaktivität zeigt indirekt den Grad an abbaubarem Kohlenstoff im Kompost auf, während eine negative Arginin- Ammonifikation auf eine Immobilisierung des N hinweist. Bei diesen Parametern besteht sowohl eine Abhängigkeit zum C/N- wie zum NH_4/NO_3 -Verhältnis.

Wie oben bereits diskutiert, weisen alle direkten biologischen Bestimmungen den Fehler auf, dass viele weitere Faktoren die Messung beeinflussen können, was die Beurteilung der Resultate stark erschwert.

4.4 Schlussfolgerungen

Vorhandene Diskrepanzen bezüglich Kompostanwendung

Ein grosser Teil der Publikationen zu Komposteinsatz ist nicht genügend detailliert beschrieben und somit weitgehend unbrauchbar, um Rückschlüsse auf Komposteinsätze bzw. auf die Qualität der eingesetzten Komposte vornehmen zu können. In den meisten Fällen wurde die Ergänzungsdüngung nicht reduziert. Die Autoren waren bereits zufrieden, wenn kein Minderertrag durch Kompostanwendung eintrat! Die gegenwärtigen Erfahrungen über den Einsatz von Komposten im Land- und Gartenbau stehen erst in den Anfängen und müssen durch gezielte Versuche weiter verbessert werden.

Stickstoffmineralisierung

Es hat sich auch herausgestellt, dass die Stickstoffmineralisierung bei Grüngutkompost im ersten Jahr gering ist, d.h. bei etwa 10 % liegt und später sogar weiter abnimmt. Die restlichen 90 % reichern sich beim regelmässigen Ausbringen von grösseren Kompostmengen im Boden an. Wie das Problem des zunehmenden N-Pools langfristig auswirken wird, kann aufgrund der bestehenden Datenlage schlecht beurteilt werden. Vor allem fehlen Ergebnisse langfristiger Versuche mit holzhaltigem Grüngutkompost. Studien mit Kehrriechtkompost, der anders zusammengesetzt ist (viele N-reiche Abfälle, wenig Holz), sind nur schwer mit Grüngutkompost vergleichbar. Komposteinsatz führt zu einer Erhöhung der Bodenaktivität, mit all ihren Konsequenzen, wie höhere Mineralisierungsleistung auch in ungünstigen Zeitperioden.

Abschätzen der Stickstoffnachlieferung

Kurzfristig kann der Einsatz von noch nicht reifem Kompost mit wenig oder ohne Ergänzungsdüngung zu einer N-Sperren führen. Deshalb ist es wichtig die Kompostqualität und damit auch die zu erwartende N-Nachlieferung im Voraus abzuschätzen zu können. Dazu dienen eine Reihe Parameter, die das Redoxpotential und die Menge für die Mikroorganismen verwertbarer Energie und Stickstoff im Kompost

abbilden können. Für spezielle Kompostanwendungszwecke, vor allem wenn Kompost in höheren Konzentrationen, wie in Kultursubstraten, verwendet wird, gibt es noch weitere Qualitätskriterien.

Tabelle 4.5: Parameter zur Beurteilung der Kompostqualität und ihre Aussage zu speziellen Komposteigenschaften.

Parameter	Priorität	Aussage über	Wichtig für
Aussehen, Struktur	+		Erste Beurteilung
pH	++		Pflanzen in Substraten
Δ pH nach 5 Stunden	+	Stabilität, Reife	
KAK	-	Nährstoffspeichungsvermögen	Nährstoffspeichungsvermögen
NH ₄ , NO ₃	++		Wachstum Pflanzen
NH ₄ -N / NO ₃ -N	++	Redoxpotential, Reife	N Mineralisierung
NO ₂	+	Rotte-, Lagerungsbedingungen	Phytotoxizität Pflanzen
C/N-Verhältnis (gesamt)	+		Mineralisierung (grob)
C _{org} im Wasserextrakt	++	Stabilität der OS	N Immobilisierung, Keimhemmung
N _{org} im Wasserextrakt	++		N Mineralisierung
C _{org} /N _{org} in Wasserextrakt	+	Reife	
C/N im K ₂ SO ₄ -Extrakt	+	Reife	N Mineralisierung
lösliche Mineralstoffe	++	Nährstoffgehalt	Wachstum Pflanzen
Cellulose, Lignin	- / +		N Immobilisierung
Organische Säuren	-	Kompostreife	Keimhemmung
Extrakt Farbe	+	Stabilität der OS	
Atmung	-	Aktivität der Mikroorganismen	Mineralisierung, Lagerungsstabilität
Selbsterhitzung	-	Aktivität der Mikroorganismen	Mineralisierung, Lagerungsstabilität
Spez. Mikrob. Aktivitäten	-	Aktivität der Mikroorganismen	Aktivität der Mikroorganismen

4.5 Forschungsbedarf

Diese Arbeit hat deutlich gemacht, dass noch wesentlicher Forschungsbedarf besteht. Insbesondere hat sich gezeigt, dass

- gut dokumentierte langfristige Versuche mit deutlich unterschiedlichen Komposten und Gärgut nicht existieren.
- bei künftigen Kompostuntersuchungen die Qualität der verwendeten Komposte nach einheitlichen Kriterien definiert werden muss, sowie dass sie ohne und mit reduzierter Ergänzungsdüngung geprüft werden.
- bei Langzeitstudien von Kompostanwendungen auch die bodenphysikalischen, -chemischen und -mikrobiologischen Eigenschaften ebenfalls erhoben werden.
- die Ergebnisse der Freilandhebungen in Beziehung zu den Qualitätsparametern der Komposte gesetzt werden müssen.

4.6 Literatur

- Aichberger, K., J. Wimmer, and R. Mayr. 2000. Effect of compost application on yield and soil properties. OT: Auswirkung der Kompostanwendung auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Bericht über das 6* (16):81-83.
- Amlinger, F. 2002. *Fachliche Grundlagen zur Stickstoffbewertung der Kompostdüngung*, ÖWAV - *Fachgrundlage*. Wien: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV).
- Anonym. 1995. *Kompost und Klärschlamm, Weisungen und Empfehlungen der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) im Bereich der Abfalldünger*. Bern: Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), 3097 Liebefeld-Bern.
- Asche, E., D. Steffens, and K. Mengel. 1994. Fertilizer action and soil structure effects of the application of biofused compost on agricultural crop areas. OT: Düngewirkung und Bodenstruktureffekte durch den Einsatz von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlichen Kulturflächen. *Kongressband 106* (19):321-324.
- Ben, Dor E., Y. Inbar, and Y. Chen. 1997. The reflectance spectra of organic matter in the visible near-infrared and short wave infrared region (400-2500 nm) during a controlled decomposition process. *Remote Sensing of Environment* 61 (1):1-15.
- Bernal, M. P., C. Paredes, Monedero M. A. Sanchez, and J. Cegarra. 1998b. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology* 63 (1):91-99.
- Bernal, M. P., A. F. Navarro, Monedero M. A. Sanchez, A. Roig, and J. Cegarra. 1998a. Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30 (3):305-313.
- Berner, A., and M. Bieri. 1991. Bericht über den heutigen Stand zur Beurteilung der Qualität von Komposten.
- Berner, A., I. Wullschleger, and T. Alfoldi. 1996. Estimation of N-release and N-mineralization of garden waste composts by the mean of easily analysed parameters. *The science of composting: part 2* (3).
- Bieri, M., R. Kaufmann, W. E. Heller, and A. Berner. 1998. Qualitätsbestimmungen von Schweinemist-Kompost. *Agrarforschung* 5 (1):33-36.
- Bischoff, R. 1987. Effect of varied organic fertilization over many years on yields and on soil parameters. OT: Auswirkungen langjähriger differenzierter organischer Düngung auf Ertrag und Bodenparameter. *Abfallstoffe als Dünger. Proceedings of the 99th VDLUFA congress, September* (23):451-466.
- Blanco, M. J., and G. Almendros. 1995a. Evaluation of parameters related to chemical and agrobiological qualities of wheat-straw composts including different additives. *Bioresource Technology* 51:2-3.
- . 1995b. Forecasting agrobiological properties of wheat straw with different additives-multiple regression models including chemical parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26:15-16.
- . 1997. Chemical transformation, phytotoxicity and nutrient availability in progressive composting stages of wheat straw. *Plant and Soil* 196 (1):15-25.
- Buchgraber, K. 2000. Use of biocompost in agriculture. OT: Einsatz von Biokompost in der Landwirtschaft. *Bericht über das 6* (16):61-77.

- Butler, T. A., L. J. Sikora, P. M. Steinhilber, and L. W. Douglass. 2001. Compost age and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *Journal of Environmental Quality* 30 (6):2141-2148.
- Cooperband, L., G. Bollero, and F. Coale. 2002. Effect of poultry litter and composts on soil nitrogen and phosphorus availability and corn production. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62 (2):185-194.
- Diez, T., and M. Krauss. 1997. Effect of long-term compost application on yield and soil fertility. OT: Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenenertrag und Bodenfruchtbarkeit. *Agribiological Research* 50 (1):78-84.
- Dinel, H., M. Schnitzer, and S. Dumontet. 1996. Compost maturity: extractable lipids as indicators of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 4 (2):6-12.
- . 1996. Compost maturity: chemical characteristics of extractable lipids. *Compost Science and Utilization* 4 (1):16-25.
- Ebertseder, T., R. Gutser, and N. Claassen. 1994. A parameter for estimating the effect of biorefuse composts on plant growth. OT: Parameter zur Abschätzung der Wirkung von Bioabfallkomposten auf das Pflanzenwachstum. *Kongressband* 106 (19):325-328.
- . 1996. Parameters to estimate the nitrogen effect of biogenic waste composts. *The science of composting: part 1*:306-313.
- Fischer, P., and M. Jauch. 1988. Sickersäfte bei der Kompostierung von Böschungsmähgut – Entstehung, Menge, Belastung. In *Kompostierung von Grünrückständen*. München: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.
- Forster, J. C., W. Zech, and E. Wurdinger. 1993. Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biology and Fertility of Soils* 16 (2):93-99.
- Frei Ming, U., T. Candinas, and J.-M. Besson. 1997. Kompost – ein wertvoller Dünger und Bodenverbesserer. *Agrarforschung* 4 (11-12):463-466.
- Gallardo-Lara, F., and R. Nogales. 1987. Effect of the Application of Town Refuse Compost on the Soil-Plant System: A Review. *Biological Wastes* 19:35-62.
- Gerke, H. H., M. Arning, Zimmer H. Stoppler, and D. Vetterlein. 1997. Modeling long-term compost application effects on nitrate leaching. *Organic matter application and element turnover in disturbed terrestrial ecosystems. Selected papers from a symposium, Cottbus, Germany* 213:1-2.
- Gutser, R. 1996. Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. *VDLUFA-Schriftenreihe* 44 (Kongressband):29-43.
- Hadas, A., and R. Portnoy. 1997. Rates of decomposition in soil and release of available nitrogen from cattle manure and municipal waste composts. *Compost Science and Utilization* 5 (3):48-54.
- Hara, M., K. Hirose, and H. Ishikawa. 1999. Detection of free amino acids using paper chromatography for evaluating degree of compost maturity. *Japanese Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 70 (3):306-313.
- Hartmann, R. 2003. *Studien zur standortgerechten Kompostanwendung*. Vol. 39, *Bremer Beiträge zur Geographie und Raumplanung*. Bremen: Universität Bremen.
- Hartz, T. K., F. J. Costa, and W. L. Schrader. 1996. Suitability of composted green waste for horticultural uses. *HortScience* 31 (6):961-964.

- Heller, W. E. 1999. Stickstoff-Mineralisierung aus Komposten im Brutversuch. *Agrarforschung* 6 (2):75-77.
- Hue, N. V., and B. A. Sobieszczyk. 1999. Nutritional values of some biowastes as soil amendments. *Compost Science and Utilization* 7 (1):34-41.
- Iannotti, D. A., T. Pang, B. L. Toth, D. L. Elwell, H. M. Keener, and H. A. J. Hoitink. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Science and Utilization* 1 (3):52-65.
- Jacas, J., J. Marza, P. Florensa, and M. Soliva. 1986. Cation Exchange Capacity Variation During the Composting of Different Materials. Paper read at Compost: Production, Quality, and Use. CEC-Congress, 17-19 April 1986, at Udine.
- Jakobsen, S. T. 1996. Leaching of nutrients from pots with and without applied compost. *Resources, Conservation and Recycling* 17 (1):1-11.
- Jedidi, N., O. van Cleemput, and Hiri A. M. 1995. Quantification of nitrogen mineralization and immobilization in soil in the presence of organic amendments. OT: Quantification des processus de mineralisation et d'organisation de l'azote dans un sol en presence d'amendments organiques. *Canadian Journal of Soil Science* 75 (1):85-91.
- Jellum, E. J., S. Kuo, and U. Sainju. 1995. Mineralization and plant availability of nitrogen in seafood waste composts in soil. *Soil Science* 160 (2):125-135.
- Jimenez, E. I., and V. P. Garcia. 1992. Composting of domestic refuse and sewage sludge. II. Evolution of carbon and some "humification" indexes. *Resources, Conservation and Recycling* 6 (3):243-257.
- Jourdan, B. 1988. *Zur Kennzeichnung des Rottegrades von Müll- und Müllklärschlammkomposten*. 30 vols, *Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft*: Erich Schmittverlag, Bielefeld.
- Keeling, A. A., B. S. Griffiths, K. Ritz, and M. Myers. 1995. Effects of compost stability on plant growth, microbiological parameters and nitrogen availability in media containing mixed garden-waste compost. *Bioresource Technology* 54 (3):279-284.
- Kluge, R., M. Mokry, F. Timmermann, and C. Braun. 1997. Effect of composts on the yield and heavy metal content in soil and plant. OT: Wirkung von Komposten auf den Ertrag sowie die Schwermetallsituation in Boden und Pflanze. *Kongressband* 109 (15):15-19.
- Kolota, E., A. Biesiada, I. G. Burns, G. D. Bending, and B. Mulholland. 1998. Suitability of municipal solid waste compost at different stages of maturity in vegetable crop production. *Proceedings of the International Workshop on Ecological Aspects of Vegetable Fertilization in Integrated Crop Production in the Field, Wellesbourne, Warwick, UK* (506):187-192.
- Kostov, O., Y. Tzvetkov, G. Petkova, and J. M. Lynch. 1996. Aerobic composting of plant wastes and their effect on the yield of ryegrass and tomatoes. *Biology and Fertility of Soils* 23 (1):20-25.
- Kuo, S. 1995. Nitrogen and phosphorus availability in groundfish waste and chitin-sludge cocomposts. *Compost Science and Utilization* 3 (1):19-29.
- Lasaridi, K. E., and E. I. Stentiford. 1996. Respirometric techniques in the context of compost stability assessment: principles and practice. *The science of composting: part 1*:274-285.
- . 1998. A simple respirometric technique for assessing compost stability. *Water Research Oxford* 32 (12):3717-3723.

- Lasaridi, K. E., E. I. Stentiford, and R. A. K. Szmidt. 1997. Biological parameters for compost stability assessment and process evaluation. *Proceedings of the international symposium on composting and use of composted materials for horticulture, Auchincruive, Ayr, UK* (469):119-128.
- Leclerc, B., P. Georges, B. Cauwel, and D. Lairon. 1995. A five year study on nitrate leaching under crops fertilised with mineral and organic fertilisers in lysimeters. *Nitrogen leaching in ecological agriculture. Proceedings of an International Workshop, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen, Denmark.*
- Leifeld, J., S. Siebert, and Knabner I. Kogel. 2002a. Changes in the chemical composition of soil organic matter after application of compost. *European Journal of Soil Science* 53 (2):299-309.
- Lemaire, F., and R. U. Roeber. 1996. The problem of the biostability in organic substrates. *Proceedings of the international symposium on growing media and plant nutrition in horticulture, Freising, Germany* (450):63-69.
- Levanon, D., and D. Pluda. 2002. Chemical, Physical and Biological Criteria for Maturity in Compost for Organic Farming. *Compost Science & Utilisation* 10 (4):339-346.
- Lindner, U. 1992. 13-year comparative trials between biological-dynamic and conventional vegetable cultivation. Comparative observations of cultivation techniques for various types of vegetable. OT: 13-jähriger Vergleichsversuch zwischen biologisch-dynamischem und konventionellem Gemüsebau: Vergleichende Betrachtung von Kulturmassnahmen bei verschiedenen Gemüsearten. 90 (13).
- . 1996. Trials on compost application in vegetable growing. OT: Versuche zur Kompost-düngung im Gemüsebau. *Gemüse München* 32 (2).
- Mathur, S. P., H. Dinél, G. Owen, M. Schnitzer, and J. Dugan. 1993. Determination of compost biomaturity. II. Optical density of water extracts of composts as a reflection of their maturity. *Biological Agriculture and Horticulture* 10 (2):87-108.
- Maynard, A. A. 1989. Agricultural composts as amendments reduce nitrate leaching from soil. *Frontiers of Plant Science* 42 (1):2-4.
- . 1993. Evaluating the suitability of MSW compost as a soil amendment in field-grown tomatoes. *Compost Science and Utilization* 1 (2):34-36.
- . 1993. Nitrate leaching from compost-amended soils. *Compost Science and Utilization* 1 (2):65-72.
- . 1994. Protecting groundwater while recycling nutrients. *BioCycle* 35 (5):40.
- . 1994. Sustained vegetable production for three years using composted animal manures. *Compost Science and Utilization* 2 (1):88-96.
- . 1995. Cumulative effect of annual additions of MSW compost on the yield of field-grown tomatoes. *Compost Science and Utilization* 3 (2):47-54.
- McCallum, K. R., A. A. Keeling, C. P. Beckwith, P. S. Kettlewell, and R. A. K. Szmidt. 1997. Effects of green waste compost on spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv Avans) emergence and early growth. *Proceedings of the international symposium on composting and use of composted materials for horticulture, Auchincruive, Ayr, UK* (469):313-318.
- Namkoong, W., E. Y. Hwang, J. G. Cheong, and J. Y. Choi. 1999. A comparative evaluation of maturity parameters for food waste composting. *Compost Science and Utilization* 7 (2):55-62.

- N'Dayegamiye, A., and D. Isfan. 1991. Chemical and biological changes in compost of wood shavings, sawdust and peat moss. *Canadian Journal of Soil Science* 71 (4):475-484.
- N'Dayegamiye, A., R. Royer, and P. Audesse. 1997. Nitrogen mineralization and availability in manure composts from Quebec biological farms. *Canadian Journal of Soil Science* 77 (3):345-350.
- Nishiwaki, K., and T. I. Noue. 1996. The effects of animal manure compost applications on reducing the leaching of soil nutrients from mineral soils of vegetable upland fields. *Research Bulletin of the Aichi ken Agricultural Research Center* (28):171-176.
- Pape, H., and D. Steffens. 1998. Estimation of N-supply of biowaste composts (BAK) in laboratory and field. *Einfluss von Erzeugung und Verarbeitung auf die Qualität landwirtschaftlichen Produkte. Vorträge zum Generalthema des* 110:14-18.
- Pare, T., H. Dinel, M. Schnitzer, and S. Dumontet. 1998. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. *Biology and Fertility of Soils* 26 (3):173-178.
- Petersen, U., R. Gottschall, E. Kolsch, G. H. Pfozter, C. Schuler, Zimmer H. Stoppler, and H. Vogtmann. 1996. Compost use in ecological farming - crop farming results from a ten-year field experiment. OT: Komposteinsatz im ökologischen Landbau - Pflanzenbauliche Ergebnisse aus einem zehnjährigen Feldversuch. *Kongressband* (44):393-396.
- Pevery, J. H., P. B. Gates, C. E. Clapp, W. E. Larson, and R. H. Dowdy. 1993. Utilization of municipal solid waste and sludge composts in crop production systems. *Sewage sludge: land utilization and the environment. Proceedings of a conference in Bloomington, MN, USA.*
- Poletschny, H. 1995. Bewertung von Sekundärrohstoffdüngern vor dem Hintergrund der Düngerverordnung. DLG-Arbeitsunterlagen: Recycling von kommunalen und gewerblichen Abfällen – Welchen Beitrag kann die Landwirtschaft leisten. Paper read at DLG-Kolloquium 6.-7. Dez. 1995, at Frankfurt am Main, Berlin.
- Popp, L., P. Fischer, and R. U. Roeber. 1996. New methods for rapid determination of compost maturity (refereed). *Proceedings of the international symposium on growing media and plant nutrition in horticulture, Freising, Germany* (450):237-244.
- Popp, L., P. Fischer, and N. Claassen. 1998. Biological-biochemical methods for determining maturity of composts. OT: Biologisch-biochemische Methoden zur Reifebestimmung von Komposten. *Agribiological Research* 51 (3):201-212.
- Premuzic, Z., A. Garate, I. Bonilla, R. Booi, and J. Neeteson. 2000. Production of lettuce under different fertilisation treatments, yield and quality. *Proceedings of the ISHS workshop 'Towards an ecologically sound fertilisation in field vegetable production', Wageningen, Netherlands* (571):65-72.
- Raijmakers, W. M. F., B. H. Janssen, M. A. C. Fragoso, and M. L. van Beusichem. 1992. Assessment of plant-available nitrogen in processed organic wastes. *Optimization of plant nutrition: refereed papers from the Eighth International Colloquium for the Optimization of Plant Nutrition* 53.
- Richard, D., and R. Zimmerman. 1995. Respiration rate - reheating potential: a comparison of measures of compost stability. *Compost Science and Utilization* 3 (2):74-79.
- Rooster, L. de. 1999. Use of compost in vegetable growing. OT: Compostgebruik in de groenteteelt. *Proeftuinnieuws* 9 (6):29-32.
- Rooster, L. de, and W. Devliegher. 1998. Fertilization. The use of compost in intensive vegetable growing. OT: Bemesting. Compostgebruik in de intensieve groenteteelt. *Proeftuinnieuws* 8 (3):23-26.

- Scherer, H. W., W. Werner, and A. Neumann. 1996. N-mobilization and N-immobilization of composts with different output material, degree of decomposition and C/N ratio. OT: N-Nachlieferung und N-Immobilisierung von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis. *Agribiological Research* 49:2-3.
- Schlegel, A. J. 1992. Effect of composted manure on soil chemical properties and nitrogen use by grain sorghum. *Journal of Production Agriculture* 5 (1):153-157.
- Schleiss, K. E., J. G. Fuchs, and U. Galli. 2002. Anforderungen der VKS-Richtlinie 2001 versus Gütekriterien der Bundesgütegemeinschaft Kompost BGK. *Müll und Abfall* 11 (02):618-626.
- Schnitzer, M., H. Diné, S. P. Mathur, H. R. Schulten, and G. Owen. 1993. Determination of compost biomaturity. III. Evaluation of a colorimetric test by ¹³C-NMR spectroscopy and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. *Biological Agriculture and Horticulture* 10 (2):109-123.
- Seekins, B. 1996. Field test for compost maturity. *BioCycle* 37 (8):72-75.
- Siebert, S., J. Leifeld, and I. Kögel-Knabner. 1998. Nitrogen mineralization of biowaste compost with different maturity after application on arable and recultivated soils. OT: Stickstoffmineralisierung von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Rottegrade nach Anwendung auf landwirtschaftlich genutzte und rekultivierte Böden. *Landbauliche Verwertung von Bioabfällen. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 39 (2):69-74.
- Sikora, L. J., and V. Yakovchenko. 1996. Soil organic matter mineralization after compost amendment. *Soil Science Society of America Journal* 60 (5):1401-1404.
- Simarmata, T. 1993. The influence of increased mineralization activity (grassland change, straw or compost fertilizing) on the kinetics of denitrification loss, the N₂:N₂O ratio and the reliability of N₂O-reductase blocking by acetylene in soils. OT: Einfluss erhöhter Mineralisationsaktivität (Grünlandumbruch, Stroh- oder Kompostdüngung) auf die Kinetik der Denitrifikationsverluste, das N₂:N₂O-Verhältnis und die Zuverlässigkeit der N₂O-Reduktaseblockierung durch Acetylen in Boden. 92 (15).
- Sinaj, S., O. Traore, and E. Frossard. 2002. Effect of compost and soil properties on the availability of compost phosphate for white clover (*Trifolium repens* L.). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62 (1):89-102.
- Stamatiadis, S., M. Werner, and M. Buchanan. 1999. Field assessment of soil quality as affected by compost and fertilizer application in a broccoli field (San Benito County, California). *Applied Soil Ecology* 12 (3):217-225.
- Steffens, D., H. Pape, and E. Asche. 1996. Influence of biowaste compost of different maturities on soil fertility. OT: Einfluss von Bioabfallkompost verschiedener Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit. *Kongressband* (44):405-408.
- Stein, Bachinger K., and W. Werner. 1992. Investigations into optimal economic fertilizer application in organic farming. OT: Untersuchungen zur optimalen Wirtschaftsdüngeranwendung im Organischen Landbau. *Kongressband* 104 (14):218-221.
- Sullivan, D.M., A.I. Bary, T.J. Nartea, E.A. Myrhe, C.G. Cogger, and S.C. Fransen. 2003. Nitrogen Availability Seven Years After a High-Rate Food Waste Compost Application. *Compost Science & Utilization* 11 (3):265-275.
- Thompson, R. B., and R. Nogales. 1999. Nitrogen and carbon mineralization in soil of vermi-composted and unprocessed dry olive cake ("Orujo seco") produced from two-stage centrifugation for olive

- oil extraction. *Journal of Environmental Science and Health. Part B, Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes* 34 (5):917-928.
- Toledo, V. C. de, H. C. Lee, T. A. Watt, Toledo V. C. De, M. Borin, and M. Sattin. 1994. Sustainable maize production - the effects of compost on soil nitrogen content and crop and weed biomass. *Proceedings of the third congress of the European Society for Agronomy, Padova University, Abano Padova, Italy*.
- Traore, O., S. Sinaj, E. Frossard, and J. M. van de Kerkhove. 1999. Effect of composting time on phosphate exchangeability. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55 (2):123-131.
- VDLUFA, (Vernad Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten. 1996. *Standpunkt " Landbauliche Verwertung von geeigneten Abfällen als Sekundärrohstoffdünger und Bodenhilfsstoffe"*. Darmstadt.
- Vogtmann, H., K. Matthies, B. Kehres, and Ploeger A. Meier. 1993. Enhanced food quality: effects of composts on the quality of plant foods. *Compost Science and Utilization* 1 (1):82-100.
- Walther, U., J.-P. Ryser, and R. Flisch. 2001. Grundlagen für die Düngung im Acker und Futterbau 2001. *Agrarforschung* 8 (6):1-80.
- Weppen, P. 2002. Determining Compost Maturity: Evaluation of Analytical Properties. *Compost Science & Utilisation* 10 (1):6-15.
- Yamaguchi, T., H. Ikumo, N. Yamamoto, H. K. Ong, I. Zulkifli, T. P. Tee, and J. B. Liang. 2002. Handy methods to evaluate maturity of compost samples with BOD value and young plant cultivation. *Global perspective in livestock waste management. Proceedings of the Fourth International Livestock Waste Management Symposium and Technology Expo, Penang, Malaysia*.

5 Einfluss von Kompost auf die Bodenorganismen

Ulrich Galli

5.1 Einführung

Die organische Substanz des Bodens besteht zu 85-90 % aus toten Humusbestandteilen sowie aus 10-15 % lebenden Fraktionen, den Wurzeln und dem Edaphon (Oehmichen and Kirchschrager 1996). Die Gesamtheit der Bodenorganismen wird als Edaphon bezeichnet. Es setzt sich aus der Bodenflora (Bakterien, Actinomyceten, Pilze, Algen) und der Bodenfauna (Protozoen, niedere Würmer, Ringelwürmer, Schnecken, Gliederfüßler, Wirbeltiere) zusammen. Die Bodenorganismen stellen einen wichtigen Bestandteil der Böden dar, da sie die Bodenbildung und die Bodenfruchtbarkeit positiv beeinflussen. Sie sind an der Verwitterung der Mineralteilchen und der Zersetzung der organischen Substanz beteiligt. Als weiterer Effekt gilt das innige Durchmischen der organischen und mineralischen Bodenteilchen und ein Verkleben zu Krümeln. In Untersuchungen wurden in den obersten 15 cm des Bodens bis zu 25'000 kg Bodenorganismen kg/ha und 2000 bis 2500 Mikrobenarten erfasst. Die Leistungsfähigkeit der Bodenorganismen wird zum einen durch deren Masse an Organismen, deren Artenvielfalt und dem hohen Wirkungsgrad bestimmt (Oehmichen 1983).

5.2 Die Wirkung von Kompost auf Mikroorganismen

5.2.1 Einleitung

Indikatoren der Bodenqualität müssen zwischen unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen unterscheiden können, um Aussagen über deren Verbesserung machen zu können. So müssen sie auch auf Gaben von organischer Substanz, wie z.B. Kompost, reagieren.

Obwohl die mikrobielle Biomasse nur einen geringen Teil der organischen Substanz des Bodens repräsentiert, ist sie doch für viele Prozesse im Boden entscheidend verantwortlich (Grego *et al.* 1998). Durch deren raschen "Turnover" werden Stickstoff und andere Nährelemente verfügbar, wodurch das Pflanzenwachstum wesentlich stärker gefördert wird, als dass es der geringe Anteil der mikrobiellen Biomasse erahnen lässt (Grego *et al.* 1998).

Die mikrobielle Biomasse des Bodens spielt gerade in Bezug auf den Nährstoff- und Energiefluss des Bodens eine sehr wichtige Rolle. Insbesondere ist sie zentral am Abbau der organischen Substanz im Boden beteiligt, welche gleichzeitig das zentrale Nährstoffreservoir bildet (Jenkinson and Ladd 1981). Der Mikroflora kommt somit eine Schlüsselrolle für die Bodenfruchtbarkeit zu. Für agronomische Kulturen ist besonders die Synchronisation der Nährstoffaufnahme und der Nährstoffverfügbarkeit aufgrund des mikrobiellen Abbaus ertragsbestimmend (Parmelee *et al.* 1989). Die mikrobielle Biomasse hängt ihrerseits stark von der „Biologischen Tragfähigkeit“ des Bodens ab. Damit ist die mikrobielle Biomasse eines Bodens im Gleichgewicht gemeint. Die „Biologische Tragfähigkeit“ unterscheidet sich in Abhängigkeit der Böden z.T. sehr stark und ist mit der verfügbaren Energie und damit mit dem organischen Kohlenstoffeintrag in den Boden verknüpft (Dumontet and Chaussod 1997). Das Einbringen von abbaubarer organischer Substanz in den Boden kann die Mikrobiomasse und deren Abbauleistung erhöhen (Dumontet and Chaussod 1997). Hier kommen neben Ernterückständen, Hofdüngern und

Klärschlamm auch Komposten eine wichtige Rolle zu. Die Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse und die Erhebung derer Aktivität kann sogar als Qualitätsparameter zur Beurteilung des Bodens im Hinblick auf den Abbau der organischen Substanz und des Nährstoffflusses dienen (Grego *et al.* 1998; Murata *et al.* 1998).

Dies allein reicht aber zur Beschreibung der mikrobiologischen Prozesse im Boden nicht aus. Denn es existiert eine enorme Vielfalt an unterschiedlichen Mikroorganismen, welche sich wiederum in unzählige mikrobiologische Gemeinschaften gliedern. Davon wurde erst ein kleiner Teil durch systematische Methoden, wie sie für Pflanzen und Tiere gebräuchlich sind, charakterisiert (Bossio *et al.* 1998). Es müssen daher andere Parameter zur Beschreibung der mikrobiologischen Diversität herangezogen werden, welche die Arten und Gruppen auf biochemischer und molekularbiologischer Basis beschreiben. Daneben spielt aber auch die Artbestimmung eine wichtige Rolle. Insbesondere dann, wenn spezifische Pflanzenpathogene oder aber auch antagonistische Mikroorganismen bestimmt werden müssen.

Um Umsetzungsvorgänge im Boden beurteilen zu können interessiert jedoch in erster Linie die Leistung, welche Mikroorganismen in ihrer Gesamtheit erbringen. Diese Leistung lässt sich am besten durch die Analyse unterschiedlicher Enzymaktivitäten messen, welche für den jeweils untersuchten Stoffwechsel von Bedeutung sind (Schwaiger and Wieshofer 1996). Diese Leistung ist schliesslich auch für den Abbau von toxischen organischen Verbindungen im Boden verantwortlich, welche für die Bodenfruchtbarkeit agrarisch genutzter Böden von zentraler Bedeutung ist.

5.2.2 Der Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Biomasse

Zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse im Boden eignen sich nicht alle Methoden gleich gut um den Einsatz von organischer Masse wie Kompost zu erfassen. Wenn Böden mit einem hohen Anteil an leicht abbaubarem Material (Glukose, Wurzeln und anderes frisches organisches Material wie Kompost) untersucht werden, ist die Chloroform Fumigation *Inkubation* (CFI) zur Messung der mikrobiellen Biomasse des Bodens ungeeignet. Daher wird heute vielfach die Chloroform Fumigation *Extraktion* (CFE) eingesetzt (Aoyama and Nozawa 1993). Die CFE-Methode kann als eine Weiterentwicklung der CFI-Methode angesehen werden. Für dieses Verfahren wird ebenfalls eine Bodenprobe mit Chloroform fumigiert. Der durch Autolyse der abgetöteten Biomasse freigesetzte Zellinhalt wird anschließend extrahiert und eine quantitative Kohlenstoffbestimmung im Extrakt durchgeführt. Mit Hilfe eines empirisch ermittelten Faktors errechnet sich die mikrobielle Biomasse (Biomasse-Kohlenstoff, B_C) aus der Differenz zum C-Gehalt im Extrakt einer nicht-fumigierten Bodenprobe. Mit der gleichen Methode ist es möglich, im Bodenextrakt mikrobiell gebundenen Stickstoff und Phosphor zu quantifizieren.

Daneben werden aber auch kolonienbildende Bakterieneinheiten (CFU) nach der Kultivierung auf Selektivmedien aus Aliquots von Bodenauswaschungen ausgezählt (Vallini *et al.* 1999). Mit dieser Methode können auch Aussagen über die Diversität gewonnen werden.

In zahlreichen Untersuchungen hat sich gezeigt, dass die Zugabe von organischen Materialien in den Boden die mikrobielle Biomasse erhöht (Krishan *et al.* 2002; Lalande *et al.* 1998; Moreno *et al.* 1999; Pascual *et al.* 1997). Diese Wirkung hängt einerseits von der eingesetzten Dosis, aber auch sehr stark von der Qualität der organischen Materialien ab. So war der mikrobielle Biomassenkohlenstoff B_C in einem Boden-Kompost-Gemisch von 0 bis 100 % Grüngutkompost während der 50 Tage dauernden Inkubation bei 25°C im Brutschrank im Vergleich zur Kontrolle im Kompost um das 6-fache höher (Joergensen *et al.* 1996). Auch in einem 12 Jahre dauernden Versuch mit jährlichen Gaben von Müllkompost in unterschiedlichen Mengen fanden Leita *et al.* (1999) eine Zunahme des B_C . Interessanterweise war diese Zunahme linear von der Zunahme des Totalen Kohlenstoffgehaltes des Bodens (TOC) abhängig. Die Art des linearen Zusammenhanges ist hingegen stark von der Bodenart, dem Kultivierungssystem und den

jeweiligen Umwelteinflüssen abhängig (Leita *et al.* 1999). Während in den Versuchen von Mondini *et al.* (1999) der TOC-Gehalt durch Müllkompostgaben nach 280 Tagen von 0,98 % auf 1,88 % stieg, hat sich der Gehalt des B_C in dieser Zeit sogar 7-fach erhöht, was zeigt, dass der B_C ein empfindlicherer Indikator auf Veränderungen der Bodenqualität ist, als der TOC-Gehalt (Mondini *et al.* 1999).

Ein besserer Indikator als der TOC ist der Anteil des verfügbaren Kohlenstoffes im Boden. Murata *et al.* (1998) konnten bei Düngerversuchen mit Rindenkompst und Falllaub zeigen, dass mit zunehmendem Gehalt an Heisswasser-löslichem Kohlenstoff der Gehalt an Biomassen-Stickstoff B_N linear zunimmt.

Die Dynamik der Zunahme der mikrobiellen Biomasse im Boden hängt jedoch sehr stark mit der Art des eingebrachten organischen Materials zusammen. So förderte aerob stabilisierter Klärschlammkompost die Mikroorganismen des Bodens stärker als anaerob stabilisierter Klärschlamm (Dumontet and Chaussod 1997). Obschon das Einbringen unterschiedlicher organischer Materialien in den Versuchen von Aoyama und Nozawa (1993) stets den mikrobiellen Biomassen-Stickstoff B_N im Boden erhöhte, waren die Effekte in Bezug auf ihre Geschwindigkeit und Langfristigkeit sehr unterschiedlich. Während sich der Gehalt an B_N durch frische Kleeblätter sehr schnell erhöhte, begann er bereits nach 2 Wochen wieder zu sinken. Mit Rindenkompst hingegen, stieg er nur langsam aber stetig an. In diesen Versuchen trat besonders die Bedeutung des C/N-Verhältnisses der verfügbaren organischen Substanz als zentral hervor. Während Hühnermist mit einem C/N-Verhältnis von 7,2 schnell abgebaut wurde, führte Reisstroh mit einem C/N-Verhältnis von 49,7 zu einer Stickstoffsperrung. Nach 2 Wochen Inkubationszeit des Bodens bei 25°C fand sich bereits kein mineralisierter Stickstoff mehr im Boden, und die Zunahme der mikrobiellen Biomassen, ausgedrückt als B_N stagnierte (Aoyama and Nozawa 1993). Dumontet und Chaussod (1997) stellten fest, dass der Stickstoff in der mikrobiellen Biomasse während ihrem Abbau und der Mineralisierung langsam wieder frei wird. Während diesem Prozess steigt das C/N-Verhältnis in der mikrobiellen Biomasse an, sie nahm aber gleichzeitig auch ab. Labile organische Verbindungen erhöhen den B_C nur kurzfristig. Dieser Effekt ist durch den Eintrag von Kompost in den Boden hingegen langfristiger. Dies wird damit begründet, dass frische organische Substanz schnell abgebaut werden kann, während bei Kompost die biologisch verfügbare organische Substanz während des Kompostierungsprozesses stabilisiert wurde und daher nur noch langsam verfügbar ist (Aoyama and Nozawa 1993) oder aber gegenüber Klärschlamm höhere Gehalte an langsam abbaubarer Cellulose und Lignin aufweisen (Dumontet and Chaussod 1997). Dies bestätigt sich in Versuchen von Pascual *et al.* (1997). Hier zeigte sich in Böden mit tiefem organischen Gehalt, dass die zusätzliche organische Substanz nach Gaben von frischem Müllkompost (frische organische Fraktion aus dem Gesamtmüll) und Klärschlamm im Boden schneller abgebaut wurde als nach Kompostgaben. Diese Resultate werden durch Untersuchungen von Blechschmidt *et al.* (1999) erhärtet. Der Stickstoff des Klärschlammes wurde innerhalb von 150 Tagen im Boden zu 9 % in Nitrat umgesetzt. Beim Kompost wurden nur bis 3,1 % erreicht. Und nur durch Klärschlammgaben wurde eine Lachgasproduktion infolge einer Denitrifizierung gemessen (Blechschmidt *et al.* 1999). Beim mikrobiellen Abbau des Klärschlammes gingen bis 4,7 % der Kohlenstoff als CO_2 verloren. Beim Kompost hingegen, waren es nur 2,7 %.

5.2.3 Der Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Diversität

Durch das Einbringen von organischer Substanz in den Boden werden die unterschiedlichen Mikroorganismen verschieden stark beeinflusst. Dies hängt einerseits von der Dosis, aber auch stark von der Art der eingebrachten organischen Substanz ab. Zur Bestimmung einzelner taxonomischer Einheiten der Mikroorganismenpopulation werden vielfach Selektivmedien verwendet auf welchen Mikroorganismen aus Bodenextrakten kultiviert werden. Anschliessend werden die koloniebildenden Einheiten ausgezählt und auf das Gewicht des extrahierten Bodens bezogen (Sivapalan *et al.* 1993). So erhöhte Kompost mit 15 % co-kompostierter Flugasche aus Kohlenkraftwerken die aeroben Bakterienpopulationen.

Die Population der filamentösen Pilze blieb jedoch praktisch unverändert (Vallini *et al.* 1999). Dies stimmt mit den Resultaten von Valdrighi *et al.* (1995) überein. Sie untersuchten die Wirkung von extrahierten Humussäuren aus aerob stabilisiertem Grüngutkompost auf verschiedene Mikroorganismen. Durch zunehmende Gaben nahm die Zellenzahl der aeroben Bakterien progressiv zu, was insbesondere auch für die Cellulose-abbauenden Mikroorganismen zutraf. Auch in diesen Experimenten blieben die filamentösen Pilze unbeeinflusst. Die Zahl der Actinomyceten nahm nur geringfügig zu. Autotrophe nitrifizierende Bakterien wurden erst bei den höchsten Humussäuregaben gefördert. Im Unterschied dazu stieg die Zahl der Nitrit-oxidierenden Bakterien bereits nach den geringsten Gaben enorm an und steigerte sich bis zur Gabe von 2 g/kg Boden auf das 1000-fache! Dies könnte auf einer direkten physiologischen oder biochemischen Förderung beruhen, aber auch mit einer Bindung von nitrifikationshemmenden Substanzen (Valdrighi *et al.* 1995) oder einer Erhöhung der Zellmembranpermeabilität zusammenhängen (Valdrighi *et al.* 1996).

Da die strukturelle Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft gleichzeitig die Interaktionen innerhalb der Gemeinschaft beeinflusst, ist deren Untersuchung sehr wichtig (Janzen and McGill 1995). Eines der grössten Hindernisse die Kontrollmechanismen der Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft zu erforschen, ist jedoch das Fehlen geeigneter *in situ*-Methoden. Die Analyse der Phospholipid-Fettsäuremuster (PLFA) könnte in diesem Zusammenhang dagegen helfen, die technischen Hindernisse zu überwinden (Janzen and McGill 1995), da mit dieser Methode semiquantitativ Anteile unterschiedlicher taxonomischer Gruppen innerhalb der mikrobiellen Gemeinschaft erfasst werden können. Andererseits dienen aber auch andere taxonomisch spezifische Verbindungen eine gewisse Rolle, wie z.B. das Ergosterol, welches als pilzmembranspezifische Komponente zur Messung der Pilzbiomasse geeignet ist (Montgomery *et al.* 2000). So zeigte Krishan *et al.* (2002) mit Hilfe der Ergosterolgehalte, dass sich im Unterschied zu den Resultaten von Vallini *et al.* (1999) und Valdrighi (1995) auch die Pilzbiomasse durch Gaben von Gartenabfallkompost erhöhte, wobei der pH-Wert durch den Kompost nicht massgeblich beeinflusst wurde.

Bossio *et al.* (1998) untersuchten mit der PLFA-Analysemethode die Phospholipid-Fettsäuremuster in Böden des 1988 initiierten SAFS Projektes (Temple *et al.* 1994) einer konventionell, einer biologisch-organisch bewirtschafteten Landwirtschaftsfläche und einer Fläche, welche mit dem Eintrag von organischen Düngern und dem reduzierten Pestizideinsatz zwischen den beiden Behandlungen liegt (low input). In allen Flächen zeigten sich grosse jahreszeitliche Schwankungen des PLFA-Musters. Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Landwirtschaftssystemen blieben aber über die ganze Versuchszeit von 210 Tagen signifikant, was auf eine andere taxonomische Zusammensetzung der Mikroorganismen in den unterschiedlich gepflegten Böden schliessen lässt (Bossio *et al.* 1998). Interessanterweise lag die low-input Fläche zwischen der konventionell und der biologisch-organisch bewirtschafteten Fläche. Nach der Gründüngung mit Klee der biologisch-organischen und der low-input Fläche glichen sich die PLFA-Muster etwas an, unterschieden sich aber deutlicher von der konventionell bewirtschafteten Fläche. Nach der Ammoniumdüngung der konventionellen und der low-input Fläche glichen sich die PLFA-Muster dieser beiden Flächen an und waren dagegen stärker von demjenigen der biologisch-organischen Fläche unterschieden. Dies zeigt deutlich, dass die Art der Düngung einen grossen Einfluss auf die Zusammensetzung der mikrobiellen Gesellschaft ausübt (Bossio *et al.* 1998). Nach der Mist-Düngung der biologisch-organischen und der low-input Fläche erhöhten sich kurzfristig einzelne PLFA. Diese PLFA repräsentieren Mikroorganismen, welche durch die verfügbare Kohlenstoffquelle temporär gefördert werden, oder solche, welche aus dem Mist in den Boden gelangen, oder Mikroorganismen, welche durch die Bodenveränderungen aufgrund der Mistdüngung gefördert werden (Feuchtigkeit, Temperatur oder Sauerstoffverfügbarkeit). Einige dieser PLFA sind typisch für Actinomyceten (10Me18:0), gram-positive und aerobe Bakterien (a17:0 und i16:0). In vielen Studien zeigte sich, dass durch den Eintrag von verfügbarer organischer Substanz in den Boden die Abundanz von

mono-ungesättigten PLFA stieg (Bossio *et al.* 1998), welche eher typisch für aerobe Bakterien sind. Leider können individuelle Fettsäuren eines PLFA-Musters nicht gebraucht werden, um spezifische Arten im Boden zu bestimmen, da sämtliche Mikroorganismen verschiedene Fettsäuren enthalten und spezifische Fettsäuren in verschiedenen Mikroorganismen vorkommen (Lechevalier 1977).

Trotz der Schwierigkeiten bei der Interpretation der PLFA-Analyse konnte Bossio *et al.* (1998) Aussagen über die relative Bedeutung der verschiedenen Umweltvariablen machen, welche die Zusammensetzung der Mikroorganismen beeinflussen: Bodentyp > Kultivierungszeitpunkt > Bewirtschaftungsart > räumliche Variationen im Feld.

5.2.4 Der Einfluss von Kompost auf Pathogene und antagonistische Mikroorganismen

Eng mit der Diversität der Mikroorganismen im Boden ist auch das Vorkommen von pflanzenpathogenen und antagonistischen Mikroorganismen gekoppelt. So kann Kompost den Boden mit potentiell kompetitiven oder antagonistischen Mikroorganismen gegen Pflanzenpathogene anreichern oder aber selbst Pathogen-hemmende Substanzen in den Boden einbringen oder durch seinen weiteren Abbau im Boden entstehen lassen (Harender *et al.* 1997; Kokalis and Rodriguez 1994). Die positiven Eigenschaften von Kompost in Bezug auf seine hemmende Wirkung auf Pflanzenpathogene zeigte sich auch im Vergleich einer konventionell und einer biologisch bewirtschafteten Fläche (Sivapalan *et al.* 1993). Eine Reihe bodenbürtiger Pflanzenpathogene der konventionell bewirtschafteten Fläche fanden sich in der biologisch bewirtschafteten Fläche nicht mehr.

5.2.5 Der Einfluss von Kompost auf die mikrobielle Aktivität

Das Wissen über die Quantität oder Diversität der Mikroorganismen im Boden hilft, unterschiedlichste ökologische Zusammenhänge im Boden besser zu verstehen. Hingegen ist es nicht möglich, die ökologische Bedeutung der Mikroorganismen eines gegebenen Ökosystems nur durch die vorhandene Anzahl zu charakterisieren. Es ist wichtiger, über ihre Aktivität mehr zu wissen (Pascual *et al.* 1997).

Die mikrobielle Aktivität lässt sich durch unspezifische Summenparameter wie z.B. die ATP-Messung, die Bodenatmung (CO₂) oder den spezifischen metabolischen Quotienten (qCO₂) messen. Der spezifische metabolische Quotient ist ein sensitiver Parameter um negativ wirkende Effekte auf die mikrobielle Aktivität zu messen (Leita *et al.* 1999). Ein anderer Indikator mikrobiologischer Prozesse und insbesondere deren "Turnover-Rate" ist die Messung der sogenannten Nekromasse (Joergensen *et al.* 1996). So kann die Produktion von Amino-Zuckern, die Absonderung von mikrobiellem C und N gut charakterisieren. Während aus abgestorbenen Bakterienzellen Mureinsäure und Glucosamin-enthaltende Zellwandfragmente akkumulieren, entsteht aus Actinomyceten extracelluläre Saccharide und aus Pilzen praktisch ausschliesslich Glucosamin (Amelung *et al.* 2001).

Joergensen *et al.* (1996) untersuchte mit der Messung der Bodenatmung, wie steigende Müllkompostgaben die mikrobielle Aktivität im Boden beeinflusst. So stieg der Gehalt an abgegebenem CO₂-C bei zunehmender Müllkompostgabe während der 50 Tage dauernden Inkubationszeit nach der exponentiellen Gleichung der Form $y = a + b(1 - e^{-cx})$ an.

Der spezifische metabolische Quotient qCO₂, ausgedrückt als $\mu\text{g CO}_2\text{-C mg}^{-1}\text{ Biomassen-C d}^{-1}$ des Bodens, stieg bis zu einer Konzentration des Kompostes von 30 Gewichtsprozent nicht-linear an, um danach nur noch gering linear zu steigen.

Dies zeigt einen zunehmenden Bedarf an Erhaltungs-Energie an, nachdem die Verfügbarkeit der organischen Substanz des Kompostes durch den Bodenzusatz offenbar erhöht wurde (Joergensen *et al.*

1996). Hohe spezifische metabolische Quotienten bedeuten eine weniger effiziente Ausnutzung des organischen Substrates, was vielfach mit Stress zu tun hat (Grego *et al.* 1998; Leita *et al.* 1999). Im beschriebenen Versuch begründeten Joergensen *et al.* (1996) dies mit dem hohen Salzgehalt des Müllkompostes. So nahm mit zunehmendem Gehalt an Müllkompost auch der Gehalt an Amino-Zuckern zu, was natürlich auch mit der Zunahme der mikrobiellen Biomasse B_C und der erhöhten Aktivität zusammenhängt (Joergensen *et al.* 1996). Auch in Versuchen von Leita *et al.* (1999) wurde der spezifische metabolische Quotient durch Müllkompostgaben erhöht. Bei diesen Versuchen spielte aber die Qualität der organischen Substrate eine sehr gewichtige Rolle. So führte nach Leita *et al.* (1999) die Zugabe von Gülle zu einer massiv geringeren Zunahme der qCO_2 , weil diese schlechter abbaubar war und somit weniger Kohlenstoff für den mikrobiellen Abbau bereit hielt. Auch Pascual *et al.* (1997) konnten bei ihren Versuchen zeigen, dass der qCO_2 umso höher stieg, je besser der organische Dünger abbaubar war. Hier war der eingesetzte Kompost mit einem organischen Gehalt von nur 12,2 % bereits derart gut stabilisiert, dass er sogar zu einer Abnahme der qCO_2 führte. Frische organische Masse aus Kehrriecht verdoppelte jedoch bei einer Gabe, welche die organische Masse des Bodens um 1,5 % erhöhte, die qCO_2 anfänglich. Erst nach 270 Tagen sank der Wert wieder auf denjenigen der Kontrolle (Pascual *et al.* 1997).

Den Zusammenhang eines erhöhten qCO_2 mit Stressfaktoren konnte auch mit Cadmium kontaminiertem Klärschlammkompost belegt werden (Moreno *et al.* 1999). Ein Klärschlammkompost mit $815 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$ führte über die ganze Versuchsperiode von 120 Tagen bei einer Gabe von 20 t ha^{-1} zu einer Verdoppelung der spezifischen Respiration qCO_2 gegenüber dem Kontrollboden, während eine identischen Gabe eines Klärschlammkompostes mit $2 \text{ mg Cd kg}^{-1} \text{ TS}$ noch keinen signifikanten Einfluss hatte. Erst wenn 80 t ha^{-1} dieses Kompostes eingesetzt wurden, erhöhte sich der qCO_2 etwas, blieb aber unterhalb der Werte des mit Cd kontaminierten Kompostes (Moreno *et al.* 1999). Ein bemerkenswertes Resultat aus einem langjährigen Vergleich von konventionell mit biologisch bewirtschafteten Böden war die signifikante Zunahme der mikrobiellen Vielfalt durch die biologische Bewirtschaftung, wobei diese Zunahme mit einer Abnahme des qCO_2 einherging. Der kleinere qCO_2 in den ökologischen Systemen zeigt, dass diese Mikroorganismengemeinschaften fähig sind, organische Substanz im Boden vermehrt für ihr Wachstum zu nutzen und weniger Energie für den Erhaltungsbedarf benötigen (Mäder *et al.* 2002).

Die Aktivität der Mikroorganismen eines Bodens lässt sich neben den oben erwähnten Messungen auch durch spezifische enzymatische Leistungen messen, welche meist den Kohlenstoffhaushalt, den Stickstoffhaushalt oder den Phosphorhaushalt betreffen. Denn eine der wichtigsten Tätigkeiten der Mikroorganismen im Boden ist, die Nährstoffe aus organischen Düngern pflanzenverfügbar zu machen und wieder in den Stoffkreislauf einzufügen. Gerade im ökologischen Landbau ist dies von grösster Bedeutung, da hier ausschliesslich organische Dünger verwendet werden dürfen (Schwaiger and Wieshofer 1996).

So untersuchten Serra *et al.* (1995) Veränderungen der mikrobiellen Aktivität durch die Zugabe von verschieden alten Müllkomposten und einem Wurmkompost zu einem Boden während einer 190 Tage dauernden Inkubation unter Laborbedingungen. Dabei wurden die organische C-Mineralisierung und neun Enzymaktivitäten (Dehydrogenase, Peroxidase, Cellulase, β -Glucosidase, β -Galactosidase, N-Acetyl- β -Glucosaminidase, Protease, Amidase und Urease) gemessen. Die Anfangs-Aktivitäten, mit Ausnahme der Urease, waren in allen Komposten höher als im Boden, wobei die jungen Komposte generell eine höhere Aktivität aufwiesen als ältere Komposte. Alle Komposte führten nicht zu einer additiven Zunahme der jeweiligen Enzymaktivitäten. Nur die Dehydrogenase, als einziges strikt endozelluläres Enzym, stieg in Abhängigkeit von der Menge des eingesetzten Kompostes. Während des ganzen Versuches war die C-Mineralisierung eng mit der Dehydrogenaseaktivität korreliert. Die Dehydrogenaseaktivität dient daher als Indikator für biologische Redoxsysteme und kann als Mass für die Intensität mikrobieller Stoffumsetzungen im Boden angesehen werden (Reinhofer and Steinlechner 2000).

Die Peroxidase-Aktivität blieb im Boden konstant, stieg jedoch in den Komposten und den mit diesen behandelten Böden an. Der älteste Kompost hatte kaum Einfluss auf die Enzyme des Kohlenstoffhaushaltes. Doch erhöhte der jüngste Kompost nach der höchsten Gabe die Enzymaktivitäten. Die Enzyme des Stickstoff-Stoffwechsels wurden durch alle Kompostgaben erhöht. Dieser Effekt war für die Amidase und Urease jedoch zeitlich vorübergehend (Serra-Wittling *et al.* 1995). Der Wurmkompost hatte keinen klaren Einfluss auf die Enzymaktivität, weder vor noch während der Inkubation (Serra-Wittling *et al.* 1995).

Im Unterschied zum einmaligen Eintrag von Kompost, untersuchte Schwaiger und Wieshofer (1996) während 7 Jahren die Effekte auf bodenmikrobiologischen Parameter durch den Eintrag von 20, 40 und 80 t Biotonnenkompost ha⁻¹ alle 2 Jahre. In den ersten Versuchsjahren fanden sie keine signifikanten bodenmikrobiologischen Aktivitätsunterschiede in Bezug auf die β -Glucosidase, Urease und Protease, da es sich beim Kompost um einen nachhaltigen und langsam wirkenden Dünger handelt (Schwaiger and Wieshofer 1996). Erst nach 7 Jahren zeichnete sich dann eine deutliche Abstufung der bodenmikrobiologischen Parameter analog den verwendeten Düngerstufen ab. Die β -Glucosidase-Aktivität als Indikator für den Abbau von C-Verbindungen zeigten am Ende der Untersuchungen, eine stufenförmige Erhöhung gegenüber der Nullparzelle in Abhängigkeit von der ausgebrachten Kompostmenge, ähnlich, wie es bei der Dehydrogenasen-Aktivität bei Serra-Wittling *et al.* (1995) war. Der Einfluss einer organischen Düngung auf die Dehydrogenase-Aktivität steht aber in engem Zusammenhang mit der im Boden bereits vorhanden organischen Substanz. So wurde die Dehydrogenase-Aktivität nur in einem Boden mit geringem Humusgehalt (0,8 %) durch Kompostgaben erhöht, während diese in einem Boden mit höherem Humusgehalt (3,1 %) dadurch nicht beeinflusst wurde (Cooper and Warman 1997). Daher ist es bei der Planung eines Versuches zur Düngung mit organischer Substanz wichtig, vorgängig den Humusgehalt und die Textur der verwendeten Böden miteinzubeziehen (Lalande *et al.* 1998).

Die Proteaseaktivität als Katalysator am Beginn der N-Mineralisierung zeigte in den Versuchen von Schwaiger und Wieshofer (1996) ein Erhöhung über die Jahre und brachte am Ende des Versuches eine signifikante Absicherung aller mit Kompost gedüngten Varianten gegenüber der Kontrolle (Schwaiger and Wieshofer 1996). Auch in den Versuchen von Reinhofer und Steinlechner (2000) reagierte die Proteaseaktivität empfindlich auf die Zufuhr von organischer Substanz. Auch die Urease-Aktivität wurde durch die Kompostgaben in Abhängigkeit von der Kompostmenge erhöht. Die Unterschiede waren jedoch nicht signifikant (Schwaiger and Wieshofer 1996).

Phosphatasen sind von besonderer Bedeutung für die Pflanzenernährung. In den meisten Böden ist der organisch gebundene P-Anteil höher als der anorganische. Unter den organischen Phosphorsäureestern bildet Phytansäure bzw. Phytin einen Hauptanteil im Boden. Die Aufnahme von Phosphor in Pflanzen setzt eine Mineralisierung der organischen P-Komponente durch Phosphatasen zu Orthophosphat voraus. Phosphatasen sind induzierbare Enzyme, die bei geringer Verfügbarkeit von Phosphat verstärkt gebildet werden. Im Boden dominieren mikrobielle Phosphatasen (Reinhofer and Steinlechner 2000). Lalande *et al.* (1998) fanden, dass durch Gaben im Frühjahr von Mistkomposten und kommerziell erhältlichen ausgereiften Komposten am Ende der Vegetationsperiode zur Zeit der Weizenernte, die alkalische Phosphatase-Aktivität (APA) erhöht wurde. So war die APA durchschnittlich 30 % höher im Vergleich zur mineralisch gedüngten Variante, wobei sie durch die Mistkomposte stärker erhöht als durch die kommerziell erhältlichen Komposte, was höchstwahrscheinlich mit dem höheren Gehalt an biologisch verfügbarem Kohlenstoff zusammenhängt (Lalande *et al.* 1998). In diesen Experimenten haben die Komposte die APA entweder direkt durch den erhöhten Eintrag an organischer Masse oder aber indirekt, durch die verbesserte Wasserverfügbarkeit gefördert (Lalande *et al.* 1998), denn auch in den Versuchen von Rinhofer und Steinlechner (2000) zeigte sich, dass die APA durch trockene Bedingungen während den Sommermonaten stark gehemmt wurde. Gerade weil die Enzymaktivitäten neben dem Gehalt an organischer Substanz auch von vielen anderen Bodeneigenschaften beeinflusst werden, ist eine

Zuordnung verschiedener auftretender Effekte zu den einzelnen Einflussfaktoren jedoch vielfach erschwert (Reinhofer and Steinlechner 2000). Interessant in dieser Beziehung sind die Untersuchungen von Mäder *et al.* (2002), welche in einer 21 Jahre dauernden Studie bei einem Vergleich von konventionell und biologisch bewirtschafteten Böden in den ökologischen Systemen höhere Dehydrogenase-, Protease- und Phosphatase-Aktivitäten fanden als in den konventionellen, was eine insgesamt höhere Mikrobentätigkeit und ein grösseres Potential für Proteine und organische Phosphorverbindungen anzeigt. Der Phosphorumsatz durch die mikrobielle Biomasse war in den ökologisch bewirtschafteten Böden schneller, und in der mikrobiellen Biomasse war mehr Phosphor gespeichert. Offensichtlich liegen in den ökologischen Systemen, welche ausschliesslich organisch gedüngt wurden, die Nährstoffe weniger in gelöster Form vor, und wahrscheinlich tragen mikrobielle Umsetzungsprozesse verstärkt zur Phosphornahrung der Pflanzen bei (Mäder *et al.* 2002).

5.2.6 Der Einfluss vom Kompost auf den Abbau toxischer organischer Verbindungen

Die persistente Menge giftiger organischer Verbindungen, welche in zunehmendem Masse in der Landwirtschaft eingesetzt werden, durch die Luftverschmutzung oder Unfälle in die Böden eingetragen werden, stellen ein grosses Risiko für die Ökosysteme dar. Unter natürlichen Bedingungen werden diese organischen Xenobiotika durch die Mikroorganismen des Bodens abgebaut. Dieser Prozess ist jedoch vielfach sehr langsam und es gelangen zunehmende Mengen dieser toxischen Verbindungen ins Grundwasser (Butorova *et al.* 1993). Dieser Abbau kann durch die Zugabe von Kompost verbessert werden, denn die Zugabe von organischer Substanz in den Boden verbessert vielfach die Pestizid-Abbaurrate in Abhängigkeit von der Art und Reaktivität der organischen Substanz und ihrem Effekt auf Mikroorganismen (Houot *et al.* 1998). Abnehmende Bioverfügbarkeit durch zunehmende Absorption an die eingebrachte organische Substanz kann jedoch die Abbaurrate von organischen Xenobiotika auch reduzieren. Oder der Pestizidabbau kann durch den zusätzlichen Kohlenstoff- und Stickstoffeintrag direkt gehemmt werden. Andererseits kann die Biotransformation der organischen Pestizide durch die Erhöhung der allgemeinen mikrobiellen Aktivität durch die organische Substanz jedoch auch verstärkt werden (Houot *et al.* 1998).

Während Müllkompost in den Versuchen von Houot *et al.* (1998) zu einer verstärkten Bindung von Atrazin an die organische Substanz führte und dadurch dessen Verfügbarkeit für den mikrobiellen Abbau verringerte, führte kompostiertes Stroh zur erhöhten Bildung von Hydroxyatrazin, einem ersten Abbauprodukt. Houot *et al.* (1998) führten diesen Effekt des Strohkompostes auf dessen höhere mikrobielle Aktivität zurück. Es könnte aber auch mit dem geringeren Stickstoffgehalt des Strohkompostes zusammenhängen, da verfügbarer Stickstoff den Abbau von Atrazin hemmt (Alvey and Crowley 1995). Am Ende des Versuches zeigte sich, dass die Zugabe von organischer Substanz zu einem geringeren Abbau des Atrazins führte und dass ein grösserer Anteil des Atrazins und Hydroxyatrazins durch die Behandlung unlöslich an die organische Bodenmatrix gebunden vorlag. So schützte der Müllkompost vor einer Auswaschung des Atrazins in dieser Untersuchung. Auch in den Versuchen von Alvey und Crowley (1995) führte die Zugabe von Kompost zu einem reduzierten Abbau von Atrazin und Eklo *et al.* (1997) konnten zeigen, dass Kompost zu einer deutlich verlangsamten Auswaschung von Atrazin in Bodensäulen führte.

Ganz anderes sieht es beim Abbau von Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) aus. Hier wird der Abbau durch die Zugabe von Kompost gefördert und es konnte gezeigt werden, dass das Geringerwerden der PAK-Gehalte in einem kontaminierten Boden nicht durch die Absorption an organischer Substanz bedingt war, was die PAK Analysen verfälschen würde (Kästner and Mahro 1996). Eine sehr interessante Aussage dieser Experimente war, dass der Effekt der erhöhten Abbauleistung von PAK nicht direkt mit den Kompost-Mikroorganismen sondern mit der organischen Substanz

zusammenhängt. So legte die Boden/Kompost-Mikroflora, welche aus der organischen Matrix in Flüssigkulturen übertragen wurde, eine wesentlich geringere PAK-Abbauleistung an den Tag, als in Gegenwart der festen organischen Substanz. Dies zeigten auch vergleichenden Studien in PAK-kontaminierten Böden, in welchen der PAK-Abbau durch Kompostgaben effizienter stimuliert wurde als durch die Zugabe hoher Mengen PAK-abbauenden Bakterien (Mahro *et al.* 1994). So wurde im Rahmen von Abbauversuchen von ¹⁴C markiertem Anthracen (PAK) während einer Inkubationszeit von 176 Tagen im untersuchten Boden 43,8 % mineralisiert, und 45,4 % fanden sich in gebundener Form in der Bodenmatrix wieder. In einem Boden:Kompost-Gemisch (80:20, Trockengewicht) erhöhte sich der Anteil der mineralisierten PAK-Verbindung auf 67,2 % und nur 20,7 % waren unlöslich an die Bodenmatrix gebunden (Kästner *et al.* 1999).

Bei der Zugabe von Stroh- und Rindenkompst zu Boden, welcher mit Mineralöl verunreinigt war, wurde der Prozentanteil von extrahierbarem Mineralöl gesenkt und die Mineralisierung zu CO₂ erhöht. Ebenso wurde durch den Rindenkompst der Prozentanteil der nicht-wiederfindbaren Mineralölrückstände erhöht, was auf eine verstärkte Absorptionskapazität dieses organischen Materials hinweist (Joergensen *et al.* 1997). Dies traf für den Strohkompst nicht zu.

Auch beim Abbau der Toxizität von Pestiziden, welche in der Landwirtschaft eingesetzt werden, spielt die Zugabe von Kompst eine positive Rolle. Butorova *et al.* (1993) untersuchten den mikrobiellen Abbau der Toxizität eines Pestizidgemisches (Simazin, Natrium-Trichloracetat, Promethrin, Benlat, Kenozon, 2M-4x, Ramrod und Hexilor). Bereits nach 3 Wochen setzte der Abbau der Toxizität dieses Pestizidgemisches durch die Bodenflora ein. Während der Abbau durch die Zugabe von 10 % Hühnermistkompst 50% erreichte, war dieser im Boden ohne Kompstzugabe nur 10% (Butorova *et al.* 1993). Diese Abbauwerte wurden aber nur erreicht, wenn die Mikroorganismen vorgängig mit geringeren Konzentrationen des selben Pestizidgemisches vorbehandelt und somit adaptiert wurden. Daher erscheint es möglich, Kompst mit adaptierter Mikroflora zum beschleunigten Abbau von landwirtschaftlichen Pestiziden einzusetzen (Butorova *et al.* 1993).

5.3 Die Wirkung von Kompst auf Arthropoden

5.3.1 Einleitung

Die GH-Kassel-Witzenhausen untersucht seit 1989 den Einfluß verschiedener Kompstdüngung auf die Populationsentwicklung von Collembolen und Milben. Sie gehören zu der artenreichsten Gruppe der Bodenfauna und reagieren aufgrund ihrer Reaktionsfähigkeit empfindlich auf Änderungen im Ökosystem. Sowohl das Nahrungsangebot als auch ein für die Wanderungsbewegung der Tiere ausreichendes Porenvolumen wirken positiv auf die Populationsentwicklung (Oehmichen and Heer 1996). Einen guten Indikator für Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse im Humushaushalt stellen die Collembolen dar, da sie nach Lebensform-, Wohnraum- und Ernährungstypen zusammengefasst werden können (Bruns 1995).

5.3.2 Die Wirkung von Kompst auf Collembolen und Milben

Die bodenbiologischen Erhebungen wurden in vier Varianten des Feldversuches von 1986 durchgeführt (Oehmichen and Heer 1996):

- Rindermistkompst (MK)

- Rindermistkompost mit Stroh- und Folienabdeckung der Mieten und zusätzlicher Gabe von 6 dt/ha Hornmehl (MK+O)
- Bioabfallkompost (BAK)
- mineralischer Handelsdünger als Vergleichsvariante (MHD).

Die Zahl der Collembolen stand in enger Beziehung zum Anstieg des Gesamtkohlenstoffgehaltes. Die Populationsdichte aller Collembolengruppen stieg nach zwei Anwendungen der verschiedenen Komposte (1986 und 1988) im Jahre 1990 auf das Doppelte an. Eine weitere Kompostgabe im Jahr 1991 verschob die Populationen durch den Einsatz von Mistkompost zugunsten der oberflächennah lebenden hemiedaphen und epigäischen Collembolen. Diese Gruppe begrast Hyphen von Pilzen, verbreitet die Sporen und regt somit Mineralisierungsprozesse an. Euedaphe Collembolen leben in 5 bis 10 cm Bodentiefe und sind maßgeblich an Humifizierungsprozessen beteiligt. Wurden die ersten beiden Gruppen durch die BAK-Variante nicht beeinflusst, zeigte sich eine Zunahme der euedaphen Collembolen bei dieser Variante. Dies ist auf einen qualitativ günstigen Bodenzustand im Hinblick auf Struktur, Feuchtigkeitsverhalten und Nahrungsangebot in der BAK-Variante zurückzuführen. Die MHD-Variante unterlag allen Kompostvarianten bezüglich der Besiedlungsdichte aller Gruppen und der hemiedaphen und epigäischen Collembolen signifikant (Pfozter and Schüler 1993).

Bei den Milben zeigten sich im Gegensatz zu den Collembolen weniger eindeutige Effekte.

Die BAK-Variante jedoch wies eine signifikante Steigerung gegenüber der MHD-Variante auf. Bei Beobachtungen während einer Vegetationsperiode (1994) nach erfolgter Düngung konnten Beziehungen zwischen der Fraßaktivität der Collembolen und Milben und der Aktivität der mikrobiellen Biomasse festgestellt werden. Sowohl die Fraßaktivität als auch die mikrobielle Aktivität lag in den mit Kompost gedüngten Varianten signifikant höher als bei der MHD-Variante. Gestützt werden diese Beobachtungen durch die Theorie von Anderson und Ineson (1984) zur Existenz einer Nahrungskette zwischen der mikrobiellen Biomasse und den Mikroarthropoden. Grundlage dieser Nahrungskette ist die mit den Komposten zugeführte organische Substanz (Bruns 1995).

Diese Resultate sind mit jenen von Pfozter und Schüler (1995) vergleichbar. In dieser Studie wurden Felder mit Kartoffeln und anschliessend Winterweizen mit kompostiertem Mist, mit und ohne Hornmehlzugabe, mit Grünabfallkompost oder mineralisch gedüngt. In den organisch gedüngten Varianten wurde die mikrobielle Aktivität und die Aktivität der Fauna und besonders die Collembolen- und Milben-Dichte gegenüber der mineralisch gedüngten Variante signifikant erhöht. Dabei wurden die höchsten Werte in den Varianten mit Grünabfallkompost gemessen. Die Zugabe von Horn führte hingegen nicht zu einer höheren Aktivität. Kompost führte auch in den Experimenten von Idinger und Kromp (1995) zu einem stärkeren Auftreten der meisten Arthropoden-Gruppen. Saprophytische Gruppen wie einzelne Collembolenarten aber auch Nematoden der Sciariden, Cecydomiden und Chironomiden wurden durch Kompostgaben besonders gefördert (siehe Kapitel 5.5 Die Wirkung von Kompost auf Nematoden).

Auch Chacon *et al.* (1997) konnten nachweisen, dass Kompostgaben in Savannenböden von Venezuela die Populationsdichte von Collembolen und Milben (Oribatei, Gamasina) gegenüber anderen Behandlungen deutlich erhöhte.

Die Qualität des Kompostes hat jedoch einen grossen Einfluss auf diesen Effekt. So verglichen Gunadi *et al.* (2002) konventionell thermophil gerotteten Grünabfallkompost mit Wurmkomposten aus unterschiedlichen Ausgangsmaterialien.

Die Anzahl der Bodenarthropoden wurden im Boden, den unterschiedlichen Komposten und nach der Kultivierung in den Böden der Tomaten- und Peperonikulturen gemessen. Alle Behandlungen erhielten

die gleiche Menge an Nährstoffen. Aus den Resultaten war eine Tendenz feststellbar, dass die mineralische Düngung die Ernährungstypenvielfalt (Phytophagen, Predatoren, Omnivoren, Saprovoren) der Bodenarthropoden reduzierte. Die Zugabe von konventionellem Kompost und besonders von Wurmkompost aus Rindermist hingegen erhöhte die Anzahl der Ernährungstypen der Bodenarthropoden (5.1). Auch Mueller *et al.* (1993) stellten eine unterschiedliche Beeinflussung der Bodenarthropoden durch verschiedene Kompostqualitäten fest. Hier wurde der Effekt von zwei organischen Düngern (2 Jahre alter Kompost aus Holzhäcksel, 12 Wochen alter Müllkompost) und einer Kalkung auf die Bodenfauna eines Fichtenwaldes untersucht. Die Populationsdichte der Collembolen wurde nur durch den Müllkompost deutlich erhöht. Aber auch die Abundanz der Collembolen-Arten verschob sich in Abhängigkeit von der Behandlung. Dabei reduzierten beide Kompostarten die Prostigmata-Arten im Vergleich zur unbehandelten und gekalkten Variante. In den Versuchen von Krauss und Funke (1995) wurde die Anzahl Collembolen durch Holzhäckselkompost auf Fichtenstandorten jedoch reduziert. Die Artendiversität der Collembolen war nach Behandlung mit Müllkompost am geringsten, was möglicherweise mit dem hohen pH-Wert und der hohen Schwermetallfracht zusammen hängt.

Aus diesen Resultaten muss geschlossen werden, dass Untersuchungen über den Effekt von Kompost auf die Bodenfauna stets in Zusammenhang mit der verwendeten Kompostqualität interpretiert werden müssen. Einfache Tendenzen in Bezug auf das verwendete organische Material lassen sich aber nur schwer aus der vorhandenen Literatur eruieren.

5.4 Die Bedeutung von Regenwürmern (Lumbriciden)

5.4.1 Einleitung

Innerhalb der Makrofauna des Bodens kommt den Regenwürmern (Lumbriciden) eine grosse Bedeutung in terrestrischen Ökosystemen zu, da sie wesentlich die Bodenbildungsprozesse beeinflussen können. Dieser Einfluss auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen muß grundsätzlich als äusserst positiv beurteilt werden (Bieri and Cuendet 1989). Bereits Darwin hat auf die grabende und lockernde Wirkung des Regenwurmes hingewiesen (Oehmichen 1983).

Regenwürmer sind bis zu 5 % an der Gesamtbiomasse in Böden beteiligt, was nach Sellschopp und Wohler (1999) bis 50 % der tierischen Biomasse ausmachen kann. Im Mittel rechnet man mit 500 kg/ha Regenwurmmasse auf Ackerbaustandorten (Oehmichen 1983). Ein beträchtlicher Anteil des jährlich anfallenden organischen Bestandesabfalls und der zugeführten organischen Substanz kann entweder direkt oder nach Vorverdauung durch andere Bodenorganismen den Regenwurm passieren (Sellschopp and Wöhler 1999). Hieraus wird ersichtlich, dass eine erhebliche Menge an frischer, leicht zersetzbarer organischer Substanz in Regenwurmmekrementen akkumuliert und abgebaut werden kann. Mit Kalkdrüsen versehene Schlundtaschen versetzen die Nahrung mit Kalk und puffern sie dadurch chemisch ab. Bei dem stickstoff-, phosphor- und kalkreichen Kot handelt es sich biochemisch um Ton-Humus-Komplexe (organo-mineralische Komplexe, (Oehmichen and Heer 1996). Da es sich bei diesen Komplexen um die Bausteine der Bodenkrümel handelt, ist der Regenwurm durch seine Ausscheidungen am Zustand der Bodengare maßgeblich beteiligt. Dieser Prozess führt letztlich zur Krümelstrukturbildung und zur Entwicklung stabiler, humoser Oberböden (Darwin 1881). Neben der Humusbildung beeinflussen Regenwürmer aber auch die Lockerung, Umlagerung, Durchlüftung und Drainage von Böden (Lee 1985; Satchell 1983).

Sie leben bevorzugt in den oberen humusreichen Bodenschichten und graben bis zu 10 mm breite und 2m tiefe Röhren. Dadurch wird der Boden durchmischt (Bioturbation) und stabile Gänge gebildet, die auf

feinerdereichen Böden den Hauptteil des spannungsarmen Porenvolumens darstellen und somit Durchwurzelung, Wasserführung und Durchlüftung fördern (Kuntze *et al.* 1994).

5.4.2 Die Wirkung von Kompost auf die Regenwurmaktivität

Die Zahl der Regenwürmer ist abhängig von der Bodenbearbeitung und der Humuswirtschaft (Oehmichen and Kirchschrager 1996). Durch Kompostzufuhr kann deren Anzahl erheblich gesteigert werden. So konnte Sahin (1989) bei Versuchen mit Müllkomposten auf einer schluffig-lehmigen Parabraunerde mit einem ca. 25-prozentigem Tonanteil bei einer Gabe von 40 t pro ha einen deutlichen Anstieg der Regenwurmpopulation verzeichnen. Mit der Höhe der Müllkompostgaben stieg auch die Anzahl der Regenwürmer pro m², jedoch hatten weitere Steigerungen der Ausbringungsmenge nur noch geringe Zunahmen der Regenwürmer zur Folge.

Dies wurde in der Arbeit von Kromp *et al.* (1995) bestätigt. In diesen Untersuchungen wurden ungedüngte, mineralische und mit Kompost gedüngte Weizenfelder auf die Anzahl Regenwürmer hin untersucht. Sowohl im Mai wie auch im September wurde die höchste Anzahl und die grösste Biomasse von Regenwürmern auf den mit Kompost gedüngten Feldern gefunden gefolgt von der kombinierten mineralisch-organischen Düngungsvarianten. In einem achtjährigen Vergleichsversuch bei Gemüse und Äpfeln zwischen biologisch-dynamischer und konventioneller Wirtschaftsweise führte die biologisch-dynamische Methode mit den gezielten Kompostgaben auch zu einer Erhöhung der Regenwurmaktivität (Reinken 1987). Dieser Effekt lässt sich auch in der tropischen Landwirtschaft messen (Mba 1996), wobei sich aber bei Düngungsversuchen mit Wurmkompost zeigte, dass nicht alle Regenwurmartentypen im Boden gleichartig gefördert wurden, wodurch sich durch die Kompostgaben die Diversität der Arten verschob.

Schellschopp und Wöhler (1999) untersuchten anhand der Bioturbationsmuster, wie Regenwürmer (*Lumbricus terrestris*) in unterschiedlich chemisch ausgestatteten Waldböden mit verschiedenen organischen Substraten als Nahrungsquelle leben können. Hierbei konnte gezeigt werden, dass Regenwürmer bei entsprechender Bodenbearbeitung in sauren Waldböden heimisch werden können. Bei einer gekalkten Kompostauflage nutzte der Regenwurm nur die Auflage als Lebensraum, während der saure Mineralboden nur am Küvettenrand durchdrungen wurde. Erst wenn der Mineralboden vor Versuchsbeginn aufgekalkt wurde, besiedelte der Wurm das gesamte Habitat. Diese Untersuchung zeigt, dass durch eine Beeinflussung in Form von Kompost und Kalkung der Lebensraum des Regenwurms erweitert werden kann.

Auch Grossmann *et al.* (1990) fanden in ihren Untersuchungen, dass Kalkung zusammen mit Kompost die Häufigkeit und Biomasse der Regenwürmer in einem sauren Podzol (pH 2,9) eines Fichtenwaldes signifikant erhöhten. Aufgrund der Waldverordnung (WaV 1992) vom 30. November 1992 (Stand am 31. Juli 2001) ist die Düngung von Waldstandorten in der Schweiz jedoch verboten.

5.5 Die Wirkung von Kompost auf Nematoden

5.5.1 Einleitung

Nematoden sind eine Klasse der Rundwürmer mit etwa 10'000 frei im Wasser und in der Erde oder parasitisch an und in Pflanzen und Tieren lebenden Arten. Die parasitischen Nematoden treten als Krankheitserreger bei Nutzpflanzen, beim Menschen und bei Haustieren auf, z.B. Ählchen an Kartoffeln und Rüben oder die tierparasitischen Spulwürmer, Hakenwürmer, Madenwürmer und Trichinen. Die Wirtsorganismen werden durch Giftwirkung, Nährstoffentzug und mechanische Einflüsse geschädigt.

In Zusammenhang mit der Wirkung von Kompost verdienen die pflanzenpathogenen Nematoden und insbesondere die zystenbildenden grosse Aufmerksamkeit. Bei den Zysten handelt es sich um in ein Dauerorgan verhärtetes, abgestorbenes Weibchen. In der Zyste können sich 200-300 Eier mit teilweise schon voll entwickelten Larven befinden. Die Zysten können im Boden mehrere Jahre überleben (Oehmichen and Heer 1996). Neben der direkten Schadwirkung auf den Wirtsorganismus können Nematoden aber auch als Überträger von pflanzenpathogenen Viren dienen (Zoon *et al.* 2000).

5.5.2 Überblick über die hemmende Wirkung von Kompost auf Nematoden

Der antagonistische Effekt auf Nematodenpopulationen von diversen Komposten wurde vielfach nachgewiesen (Tabelle 5.1). Dieser Effekt könnte einerseits mit nematiziden Substanzen und mit toxischen Verbindungen, welche während des weiteren Abbaus der organischen Substanz im Boden entstehen (Kaul and Chhabra 1993; Kokalis *et al.* 1994; Ryckeboer and Coosemans 1996), andererseits mit einer durch die Kompostgabe verbesserten Wirtstoleranz (Alam *et al.* 1980; McSorley and Gallaher 1995), oder aber einer Veränderung der mikrobiologischen Populationen und ihrer Aktivität zusammenhängen (Ismail and Badawi 1998), insbesondere dann, wenn durch Kompostgaben nematophage Mikroorganismen eingebracht oder gefördert werden (Aiba and Matsuzaki 1995; Duponnois *et al.* 1995). Auch hohe Ammoniumgehalte, welche 150 kg N/ha übersteigen, hemmen Nematoden signifikant (Akhtar 1999). Derartige Gehalte werden jedoch nur durch zusätzliche Aufdüngung erreicht.

5.5.3 Hemmende Wirkung von Kompost auf Nematoden

In den Versuchen von Nicolay & Sikora (1989) führte die Einarbeitung von Kompost in Felderde nach 2-4 Monaten zu einem verminderten Populationsanstieg des Nematoden *Meloidogyne hapla*. Dieser Effekt scheint offenbar von zu vielen Faktoren abhängig, als dass hier eine spezifische Wirkung dem Kompost zugeschrieben werden könnte (Nicolay and Sikora 1989). Untersuchungen von Kokalis *et al.* (1994) zeigten, dass kompostierte Pinienrinde bei zunehmender Zugabe zum Boden die Population von *Meloidogyne arenaria* sowie dessen Gallenbildung stark kontrollierte. Nicht-parasitäre Nematoden (Arten nicht näher spezifiziert) wurden im Gegensatz dazu gefördert. Inwieweit diese *M. arenaria* konkurrenzieren, wurde aus der Untersuchung jedoch nicht klar (Kokalis *et al.* 1994). Unter diesen nicht-parasitären Nematoden könnten sich aber durchaus auch predatorische Nematoden befinden, welche die Populationen parasitärer Nematoden reduzieren können. Diese können durch Kompostgaben gefördert werden (Gupta *et al.* 1998).

Tabelle 5.1: Zusammenstellung der Wirkung von Kompost auf Nematoden

Nematodenart	Kompostart										Literatur		
	Rindenkompost	Pinienrinde	Kompost aus Sägemehl	Kompost aus Bananenblätter	Kompost aus Senf, Presskuchen	Mistkompost	Klärschlammkompost	Wurmkompost	Champignon-Kompost	kommunaler Grünabfallkompost		nicht näher definierter Kompost	
<i>Meloidogyne arenaria</i>	---	---										Kokalis <i>et al.</i> (1994)	
<i>Meloidogyne javanica</i>								--		0	--	Marull <i>et al.</i> (1997); Toida <i>et al.</i> (1991); Zambolim <i>et al.</i> (1996)	
<i>Meloidogyne incognita</i>					-- ¹				(-) ²	0 ³	0 ⁴ -- ¹	¹ Dwivedi and Pandey (1992); Sharma <i>et al.</i> 1996 ² Kaul and Chhabra (1993) ³ McSorley and Gallaher (1995); Siddiqui and Alam (1999) ⁴ Novaretti <i>et al.</i> (1989)	
<i>Meloidogyne hapla</i>								+				Szczecz <i>et al.</i> (1993)	
<i>Heterodera glycines</i>	---	---										Kokalis <i>et al.</i> (1994)	
Nicht parasitierende Nematoden, (freilebend)	++	+				+					+++	Kokalis <i>et al.</i> (1994); Akhtar (1999); Toida <i>et al.</i> (1991)	
<i>Mononchus papillatus</i> (predatorisch)											++	Gupta <i>et al.</i> (1998)	
<i>Dorylaimus bastiani</i> (predatorisch)											++	Gupta <i>et al.</i> (1998)	
<i>Rotylenchulus reniformis</i>			--	---							+	Ismail and Badawi (1998); Siddiqui and Alam (1999)	
pflanzenpathogene Nematoden (nicht spezifiziert)						--						Akhtar (1999)	
<i>Paratrichodorus minor</i>											-	McSorley and Gallaher (1995, 1997)	
<i>Meloidogyne incognita</i>											++	McSorley and Gallaher (1995)	
<i>Criconmella spp.</i>											--/0	McSorley and Gallaher (1995, 1995)	
<i>Pratylenchus spp.</i>											0	0	McSorley and Gallaher (1995); Novaretti <i>et al.</i> (1989)
<i>Heterodera glycines</i>	--												Aiba and Matsuzaki (1995)
<i>Ascaris lumbricoides</i>							---						Meekings <i>et al.</i> (1996)
<i>Heterodera schachtii</i>								0 ¹			---		¹ Szczecz <i>et al.</i> (1993) ² Ryckeboer and Coosemans (1996)
<i>Helicotylenchus spp.</i>												(-)	Gutpa and Kumar (1997)
<i>Tylenchorhynchus spp.</i>											-	(-)	Gutpa and Kumar (1997); Siddiqui and Alam (1999)
<i>Globodera rostochiensis</i>												0	Stelter and Effmert (1987)

+++ , stark fördern; ++, fördernd; + mässig fördern; 0, kein Einfluss
 ---, stark hemmend; -- hemmend; - schwach hemmend; (-) sehr schwach hemmend

5.5.4 Wirkung des Kompostes auf Nematoden durch Mikroorganismen

Daneben können durch Kompostgaben auch parasitische Pilze gefördert werden, welche Nematodeneier spezifisch zerstören (Aiba and Matsuzaki 1995). Dies kann für die Nematodenbekämpfung nutzbar gemacht werden. Versuche zur Applikation und/oder Förderung nematodenfangender Pilze als Antagonisten sedentärer Nematoden schloss die Zufuhr grosser Mengen organischen Materials, vor allem als Gründüngung, Stallmist oder Kompost ein (Al-Hazmi *et al.* 1982; Duddington *et al.* 1956). Kommerziell erhältliche Kulturen des parasitären Pilzes *Arthrobotrys irregularis* (T-350) konnten wirkungsvoll gegen *Meloidogyne ssp.* zusammen mit Kompostgaben, welche diesen Pilz im Wachstum förderten, in Kiwikulturen eingesetzt werden (Cayrol *et al.* 1991). Auch Duponnois *et al.* (1995) setzten nematodenfangende Pilze der Gattung *Arthrobotrys* in Kompostblöcken erfolgreich gegen *Meloidogyne ssp.* in Tomatenkulturen ein (Duponnois *et al.* 1995; Duponnois *et al.* 1997; Duponnois *et al.* 1996). Da *Arthrobotrys*-Arten bei Temperaturen oberhalb 35°C abgetötet werden, enthält fachgerecht thermophil verrotteter Kompost keine derartigen Pilze. Deren Wachstum wird jedoch durch Kompost im Boden gefördert (Cayrol *et al.* 1991). Andererseits konnte kein Einfluss von Kompost auf die Aktivität der Bodenpilze (*Verticillium chlamydosporium*, *Acremonium sp.*, *Fusarium oxysporum*, *Cylindrocarpon destructans*), welche *Heterodera schachtii*-Eier parasitieren, nachgewiesen werden (Nicolay *et al.* 1990).

Meekings *et al.* (1996) konnten nachweisen, dass in einem untersuchten Klärschlammkompost durchaus auch Mikroorganismen vorkommen, welche Nematodeneier des humanpathogenen Nematoden *Ascaris lumbricoides* direkt angreifen (Meekings *et al.* 1996). Mithilfe des Testorganismus *Ascaris galli* konnte gezeigt werden, dass nur ungefilterter Kompostextrakt mit aktiven Kompostmikroorganismen die Nematodeneier angriff. Beim aktiven Organismus könnte es sich um einen Pilz handeln, welcher die Eier mit seinem Mycel umwächst (Meekings *et al.* 1996), denn es sind Pilze bekannt, welche *Ascaris*-Eier zerstören (Wiley and Westerberg 1969). Dass die Mikroorganismen, welche durch Kompostgaben gefördert werden mit der nematiziden Wirkung etwas zu tun haben könnten, zeigt sich auch in der folgenden Untersuchung. Hier förderte der verwendete Kompost die Boden-Esterase-Aktivität als Mass für die Aktivität der Bodenmikroorganismen. Die zunehmende Esterase-Aktivität war wiederum mit einer stark zunehmenden Hemmung von *Meloidogyne javanica* gekoppelt.

5.5.5 Chemische Wirkungen des Kompostes auf Nematoden

In den Versuchen von Kokalis *et al.* (1994) mit Pinienrindenkompost könnte der hemmende Effekt vorwiegend mit dem hohen Gehalt an hochkomplexen phenolischen Polymeren zusammenhängen, welche die Attraktivität der Wurzel gegenüber pathogenen Nematoden reduzieren (Singh *et al.* 1983). Zusammen mit Ammonium, Aldehyden, Fettsäuren zeigten sich Phenole in vitro-Versuchen als stark nematizid (Alam *et al.* 1979; Walker *et al.* 1967).

Ryckeboer & Coosemans (1996) fanden, dass das Bewegungsvermögen der Larven von *Heterodera schachtii* im Vergleich zu Torfextrakten durch Kompostextrakte stark eingeschränkt wurde. Weil organische Säuren nematiziden Charakter aufweisen, bestimmten Ryckeboer & Coosemans (1996) Essigsäure, Propionsäure, Iso-Buttersäure und Buttersäure. Sie fanden jedoch keinen Zusammenhang dieser Substanzen mit dem hemmenden Effekt des Kompostextraktes (Ryckeboer *et al.* 1996). Sicher hängt die nematizide Wirkung noch von anderen chemischen Parametern ab. So zeigte sich in den Versuchen von Kaul & Chhabra (1993), dass verschiedene organische Materialien sehr unterschiedlich auf *Meloidogyne incognita* wirkten. Während der hemmende Effekt von Champignonkompost sehr gering war, fiel dieser bei der Düngung mit Blumenkohlblättern, Senfblättern und besonders bei getrockneten Algen wesentlich stärker aus (Kaul and Chhabra 1993) und war sogar noch höher als beim Einsatz der Nematizide Aldicarp und Carbofuran. Da zusätzlich mit Stickstoff gedüngt wurde, basieren diese Unterschiede nicht auf einem

unterschiedlichen C:N-Verhältnis. Brassica-Arten sind bekannt dafür, mit dem Isothiocyanat (Senföl) eine nematizide Verbindung zu besitzen (Ellenby 1951). Es ist daher anzunehmen, dass das Isothiocyanat der Senfblätter im Boden abgegeben wird und auf diese Weise ihre nematizide Wirkung entfaltet (Kaul and Chhabra 1993; Nicolay and Sikora 1989). Auch beim Wirkprinzip der Algen scheint es sich um eine für Nematoden toxische Substanz zu handeln, welche in den Boden abgegeben wird oder aber, es entstehen während dem Abbau neue toxische Verbindungen (Kaul and Chhabra 1993). Diese Resultate stimmen gut mit denjenigen von Gutpa & Kumar (1997) und Dwivedi & Pandey (1992) überein. Auch hier führte der Pressrückstand von Senfsamen z.T. zu einer grösseren Reduktion als die kommerziell erhältlichen Nematizide. Diese Wirkung wurde auch mit den Gehalten an Fettsäuren in Verbindung gebracht (Gutpa and Kumar 1997). Auch hier wirkte der eingesetzte Kompost wesentlich weniger stark hemmend auf *Helicotylenchus ssp.* und *Tylenchorhynchus ssp.* Auch wenn Senfblätter während 45 Tagen kompostiert werden, entfalten sie eine hemmende Wirkung auf *Meloidogyne incognita* (Sharma *et al.* 1996).

Isamil & Badawi (1998) konnten zeigen, dass die Larven im Boden, die Weibchen und die Eier an den Wurzeln, sowie die Entwicklung der pflanzenpathogenen Nematode (*Rotylenchulus reniformis*) durch Kompostgaben beeinträchtigt wurden (Ismail and Badawi 1998). Dabei war Kompost aus Bananenblättern gegenüber Kompost aus Sägemehl effektiver. Dies hängt wohl damit zusammen, dass organisches Material mit einem C:N-Verhältnis < 20:1 meist eine höhere nematizide Wirkung aufweist (Stirling 1991). Wird ein Kompost mit einem deutlich höheren C:N-Verhältnis eingesetzt, scheint die nematizide Wirkung verzögert zu wirken. McSorley und Gallaher (1995) verwendeten einen stickstoffarmen Kompost mit einem C:N-Verhältnis von > 35:1 und wiesen eine hemmende Wirkung auf die pflanzenpathogenen Nematoden *Paratrichodorus minor* und *Criconemella ssp.* erst nach 3 Jahren nach (McSorley and Gallaher 1995).

5.5.6 Erhöhung der Pflanzenresistenz gegenüber Nematoden

Nicht immer führt der eingesetzte Kompost zu einer Reduktion der Nematoden. So auch bei den Versuchen von Novaretti *et al.* (1989), in welchen die Nematoden durch den Komposte nicht beeinflusst wurden. Obschon bei diesen Versuchen die Düngergerhalte kompensiert wurden, war das Wachstum der Pflanzen mit dem Kompost trotz Nematodenbefall verbessert. Dies führen Novaretti *et al.* (1989) auf eine durch den Kompost erhöhte Resistenz der Pflanzen zurück. In den Versuchen von Szczech *et al.* (1993) wurde die Gallenbildung von *Meloidogyne hapla* durch Wurmkompostgaben sogar gefördert. Trotzdem war das Pflanzenwachstum auf der mit *M. hapla* am stärksten infizierten Variante gegenüber der Kontrolle erhöht (Szczech *et al.* 1993).

Neben diesen Publikationen, welche einen wichtigen positiven Aspekt des Komposteintrages darstellen, gibt es aber viele Arbeiten, welche nur einen geringen, keinen oder sogar einen fördernden Einfluss von Kompost oder anderen organischen Substanzen auf die Nematodenentwicklung ausfindig machen konnten. So untersuchte Stelter & Effmert (1987) in einem 8-jährigen Feld- und einem Gefässversuch mit Kartoffeln den Einfluss von Humus auf die Vermehrungsrate des Nematoden *Globodera rostochiensis*. Sie fanden keinen messbaren Einfluss der Stallmist- und Kompostgaben (Stelter and Effmert 1987). Die mit den organischen Düngergaben gebotenen besseren Entwicklungsbedingungen für die Pflanzen, ausgewiesen mit den erhöhten durchschnittlichen Staudenerträgen, begünstigten sogar tendenziell die Vermehrung der Nematoden (Lebensraum, Nahrungsangebot (Stelter and Effmert 1987). Nematodenschäden sind in gut mit organischer Substanz versorgten Böden geringer als auf humusarmen Böden (Nicolay and Sikora 1989). Dabei scheint der direkte Einfluss der organischen Substanz nach Decker (1969) nicht so gross wie der indirekte. Dies könnte auch der Grund dafür sein, dass Ritzinger *et al.* (1997) durch die Kompostgaben widersprüchliche Wirkungen auf die Population von *Meloidogyne incognita* fanden (Ritzinger *et al.* 1997). Während durch die Kompostgaben die Anzahl Eier eher reduziert wurden, blieb

die Gallenbildung unbeeinflusst, und die Larven wurden z.T. sogar gefördert. Die Kompostdüngung führte auch in den Mais- und Kuhbohnenkulturen nur in einem von acht Fällen zu einer Reduktion der Populationen von *Criconebella spp.* und *Meloidogyne incognita* (McSorley and Gallaher 1995). Von den verschiedenen untersuchten Nematoden wurden zudem nur *Paratrichodorus minor* in Maiskulturen signifikant reduziert (McSorley and Gallaher 1997). Auch in Versuchen mit parasitären Nematoden in Tomatenkulturen zeigte sich in der Untersuchung von McSorley *et al.* (1997), dass die Düngung mit kommunalem Grünabfallkompost keine effektive Alternative zur Bodenbehandlung mit Methylbromid oder Chloropicrin. Zudem muss beachtet werden, dass Kompost die Bodenbegasung durch die Absorption an kolloidale organische Verbindung sehr stark hemmen kann (Riegel *et al.* 2001). Dies kann sogar dazu führen, dass Pflanzen, welche in begasten Böden mit Kompostdüngung wachsen, eine stärker Gallenbildung durch Nematoden aufweisen als solche, welche keinen Kompost erhielten (Riegel *et al.* 2001).

5.5.7 Weitere Aspekte von Nematoden in Kompostsubstraten

Neben den pflanzenpathogenen Nematoden gibt es aber auch entomopathogene Arten, welche die Entwicklung von Fliegenlarven hemmen. Diese Arten werden vielfach bei der Champignonzucht zur Kontrolle der Fliegenentwicklung in komposthaltigen Substraten eingesetzt und erfüllen hier eine wichtige Aufgabe (Scheepmaker *et al.* 1998). Aber derartige Nematoden können auch das Wachstum der pflanzen-schädlichen Thripse in Kompostkultursubstraten hemmen (Helyer *et al.* 1995). Daneben finden sich in der Champignonzucht in den Kompostsubstraten auch saprophytische Nematoden, welche mit dem Kulturpilz um das Nahrungsangebot konkurrieren und durch ihre Beweglichkeit das Pilzmycel schädigen (Guhde 1998). Diesen Nematodenarten kann nur mit einer sauberen Sterilisierung des Kompostsubstrates begegnet werden.

5.7 Schlussfolgerungen

Die Auswertung der Artikel, die sich der Einflüsse von Komposten auf die Bodenfauna widmen, weisen generell darauf hin, dass Kompostgaben die Bodenfauna aktivieren. Bei Collembolen und Regenwürmern wurde allgemein eine Zunahme dieser taxonomischen Gruppen gefunden. Wobei auch darauf hingewiesen werden muss, dass diese Vermehrungen stets auf das Konto einiger Arten geht, jedoch kaum allen Vertretern dieser Gruppen gleichmässig zugute kommt. Zwei Befunde treten besonders deutlich hervor. Zum einen die Wirkung auf die vertikal grabenden Regenwürmern, die für die Ausbildung der grossen Regenwurmgänge verantwortlich sind, welche wiederum die physikalischen Eigenschaften von Böden stark verändern. Hier treffen sich wiederum die Beobachtungen im Zusammenhang mit den Auswirkungen auf die Eigenschaften der Böden. Andererseits wurde mit den Beobachtungen über die Wirkung der phytophagen Nematoden die Verbindung zum Pflanzenschutz hergestellt, was deutlich macht, dass Komposte weit mehr sind als blosse „Organodünger“ und eine effektive Kompostforschung nur interdisziplinär angegangen werden kann.

5.8 Forschungsbedarf

Die Wirkungen auf die Bodenfauna und die Regenwürmer durch Komposte muss in künftigen Langzeitstudien unbedingt miteinbezogen werden. Als besonders interessanter Aspekt erweist sich die potentielle antagonistische Wirkung auf bodenbürtige phytophage Nematoden, die vor allem in Intensivkulturen bedeutende Schäden verursachen können. Oft wird zu deren Bekämpfung das in der Schweiz verbotene und

äusserst umstrittene Methylbromid eingesetzt. Eine Substitution von Methylbromid durch Komposte mit einem starken Antagonistenpotential gegen phytophage Nematoden wäre aus umweltschützerischen Gründen sehr zu begrüssen. Doch wie man gesehen hat, fehlen dazu schlichtweg die Grundlagen für eine zielgerichtete Forschung auf diesem Gebiet.

5.9 Literaturverzeichnis

- Aiba, S., and M. Matsuzaki. 1995. Effect of organic amendments on parasitic fungi for eggs of soybean cyst nematode (*Heterodera glycines*) in fields of continuously cropping legumes. *Annual Report of the Society of Plant Protection of North Japan* (46):194-196.
- Akhtar, M. 1999. Plant growth and nematode dynamics in response to soil amendments with neem products, urea and compost. *Bioresource Technology* 69 (2):181-183.
- Alam, M. M., A. M. Khan, and S. K. Saxena. 1979. Mechanism of control of plant parasitic nematodes as a result of the application of organic amendments to the soil. V. Role of phenolic compounds. *Indian Journal of Nematology* 9:136-142.
- Alam, M. M., M. Ahmed, and A. M. Khan. 1980. Effect of organic amendments on the growth and chemical composition of tomato, eggplant and chilli and their susceptibility to attack by *Meloidogyne incognita*. *Plant and Soil* 57:231-236.
- Al-Hazmi, A. S., D. P. Schmitt, and J. N. Sasser. 1982. Population dynamics of *Meloidogyne incognita* on corn grown in soil infested with *Arthrobotrys conoides*. *J. Nematol.* 14:44-50.
- Alvey, S., and D. E. Crowley. 1995. Influence of organic amendments on biodegradation of atrazine as a nitrogen source. *Journal of Environmental Quality* 24 (6):1156-1162.
- Amelung, W., J. M. Kimble, S. Samson-Liebig, and R. F. Follett. 2001. Restoration of Microbial Residues in Soils of the Conservation Reserve Program. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65:1704-1709.
- Anderson, J M, and P Ineson. 1984. Interaction between microorganisms and soil invertebrates in nutrient flux pathways of forest ecosystems. In *Invertebrate-Microbial Interactions*, edited by D. W. H. Walton. Cambridge: Cambridge University Press.
- Aoyama, M., and T. Nozawa. 1993. Microbial biomass nitrogen and mineralization immobilization processes of nitrogen in soils incubated with various organic materials. *Soil Science and Plant Nutrition* 39 (1):23-32.
- Bieri, M, and G Cuendet. 1989. Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung, Recherche agronomique en Suisse* 28 (2):81-96.
- Blechsmidt, R., W. Schaaf, and R. F. Hüttl. 1999. Soil microcosm experiments to study the effects of waste material application on nitrogen and carbon turnover of lignite mine spoils in Lusatia (Germany). *Plant and Soil* 213:23-30.
- Bossio, D. A., K. M. Scow, N. Gunapala, and K. J. Graham. 1998. Determinants of soil microbial communities: effects of agricultural management, season, and soil type on phospholipid fatty acid profiles. *Microbial Ecology* 36 (1):1-12.
- Bruns, C. 1995. Aspekte der Bodenfruchtbarkeit beim Einsatz von Komposten. Das braune Gold. Paper read at Kompost für die Landwirtschaft, at Köln.

- Butorova, A., V. P. Zobnina, O. I. Valikhova, O. S. Khlobystova, and B. G. Murzakov. 1993. Acceleration of destruction of pesticides with the use of the association of the bacterial cultures. *Biotekhnologiya* 9 (6):29-32.
- Cayrol, J. C., J. P. Frankowski, R. Lanza, and M. Tamonte. 1991. Nematodes in kiwifruit culture. Biological control trials with the nematophagous fungus T-350. OT: Les nematodes en kiwi culture. Essai de lutte biologique avec le champignon nematophage T-350. *Revue Horticole* (313):54-56.
- Chacon, P., S. Nazoa, and Hernandez Y. D. Lopez. 1997. Effect of organic fertilization on arthropods abundance in a savanna soil. OT: Efecto de los abonos organicos sobre la abundancia de artropodos en un suelo de sabana. *Acta Biologica Venezuelica* 17 (2):77-83.
- Cooper, J. M., and P. R. Warman. 1997. Effects of three fertility amendments on soil dehydrogenase activity, organic C and pH. *Canadian Journal of Soil Science* 77 (2):281-283.
- Darwin, C R. 1881. *The formation of vegetable mould through the action of worms, with observations of their habitats*. London: Murray.
- Decker, H. 1969. *Phytonematologie*. (VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin).
- Duddington, C. L., F. G. W. Jones, and F. Moriarty. 1956. The effect of predacious fungus and organic matter upon the soil population of beet eelworm, *Heterodera schachtii* Schm. *Nematologica* 1:344-348.
- Dumontet, S., and R. Chaussod. 1997. The effect of sewage sludge and sludge compost on soil microflora. *Agricoltura Mediterranea* 127 (3):205-219.
- Duponnois, R., T. Mateille, and M. Gueye. 1995. Biological characteristics and effects of two strains of *Arthrobotrys oligospora* from Senegal on Meloidogyne species parasitizing tomato plants. *Biocontrol Science and Technology* 5 (4):517-525.
- Duponnois, R., M. Gueye, A. M. Ba, and V. Sene. 1997. Fungi control nematodes. Biological control in Senegal. OT: Champignons contre nematodes. Lutte biologique au Senegal. *ORSTOM Actualites* (54):35-39.
- Duponnois, R., T. Mateille, V. Sene, A. Sawadogo, and M. Fargette. 1996. Effect of different west African species and strains of *Arthrobotrys* nematophagous fungi on Meloidogyne species. *Entomophaga* 41:3-4.
- Dwivedi, B. K., and G. Pandey. 1992. Effect of organic amendments on root-knot nematode with its development of egg sac, egg, juvenile male and female in green gram (*Vigna radiata*). *Current Nematology* 3 (2):209-210.
- Eklo, O. M., E. Barriuso, S. Houot, and J. Lag. 1997. Mobility and degradation of atrazine in soils columns. *Some geomedical consequences of nitrogen circulation processes. Proceedings of a symposium, Oslo, Norway*.
- Ellenby, C. 1951. Mustard oil and control of the potato root eelworm, *Heterodera rostochinensis* Woll. - further field and laboratory experiments. *Ann. appl. Biol.* 33:859-875.
- Grego, S., S. Marinari, M. C. Moscatelli, and L. Badalucco. 1998. Effect of ammonium nitrate and stabilised farmyard manure on microbial biomass and metabolic quotient of soil under *Zea mays* L. *Agricoltura Mediterranea* 128 (2):132-137.
- Grossmann, K., B. Mattes, and H. Weigelt. 1990. The effect of various fertilizer treatments on Lumbricidae in pine forests. OT: Einfluss von verschiedenen Dungungsmassnahmen auf die Lumbriciden in Fichtenwaldern. *Okologie und Naturschutz im Agrarraum* 19 (2):178-183.

- Guhde, A. 1998. Can nematodes be a problem in modern production systems? OT: Konnen Nematoden in modernen Produktionsanlagen ein Problem sein? *Champignon* (406):302-340.
- Gunadi, B., C. A. Edwards, and N. Q. Arancon. 2002. Changes in trophic structure of soil arthropods after the application of vermicomposts. *European Journal of Soil Biology* 38 (2):161-165.
- Gupta, M. C., Kumar Satya, and S. Kumar. 1998. Influence of certain organic amendments on the population dynamics of predatory nematodes, *Mononchus papillatus* and *Dorylaimus bastiani* in soil. *Annals of Plant Protection Sciences* 6 (1):48-52.
- Gutpa, M. C., and S. Kumar. 1997. Efficacy of certain organic amendments and nematicides against *Tylenchorhynchus* spp. and *Helicotylenchus* spp. in soil. *Indian Journal of Nematology* 27 (1):139-142.
- Harender, Raj, I. J. Kapoor, and H. Raj. 1997. Possible management of Fusarium wilt of tomato by soil amendments with composts. *Indian Phytopathology* 50 (3):387-395.
- Helyer, N. L., P. J. Brobyn, P. N. Richardson, and R. N. Edmondson. 1995. Control of Western flower thrips (*Frankliniella occidentalis* Pergande) pupae in compost. *Annals of Applied Biology* 127 (3):405-412.
- Houot, S., E. Barriuso and V. Bergheaud. 1998. Modifications to atrazine degradation pathways in a loamy soil after addition of organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 30 (14):2147-2157.
- Idinger, J., and B. Kromp. 1995. Ground photoeclector evaluation of different arthropod groups in unfertilized, inorganic and compost-fertilized cereal fields in eastern Austria. *Entomological research in organic agriculture. Selected papers from the European Workshop, Austrian Federal Ministry of Science and Research, Vienna, Austria* 15:1-4.
- Ismail, A. E., and M. A. Badawi. 1998. Role of certain composted plant or animal residues in the control of *Rotylenchulus reniformis* on cowpea. *Pakistan Journal of Nematology* 16 (2):127-136.
- Janzen, R. A., and W. B. McGill. 1995. Community-level interactions control proliferation of *Azospirillum brasilense* Cd in microcosms. *Soil Biology and Biochemistry* 27 (2):189-196.
- Jenkinson, D.S., and J.N. Ladd. 1981. Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In *Soil Biochemistry*. New York: Paul, E.A.; Ladd, J.N.
- Joergensen, R. G., R. M. Figge, and L. Kupsch. 1997. Microbial decomposition of fuel oil after compost addition to soil. *Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde* 160 (1):21-24.
- Joergensen, R., G., B. Meyer, A. Roden, and B. Wittke. 1996. Microbial activity and biomass in mixture treatments of soil and biogenic municipal refuse compost. *Biology & Fertility of Soils* 23:43-49.
- Kästner, M., and B. Mahro. 1996. Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils affected by the organic matrix of compost. *Applied Microbiology and Biotechnology* 44 (5):668-675.
- Kästner, M., S. Streibich, M. Beyrer, H. H. Richnow, and W. Fritsche. 1999. Formation of bound residues during microbial degradation of [¹⁴C]anthracene in soil. *Applied and Environmental Microbiology* 65 (5):1834-1842.
- Kaul, V. K., and H. K. Chhabra. 1993. Control of *Meloidogyne incognita* by incorporation of organic wastes. *Plant Disease Research* 8:35-41.

- Kokalis, Burelle N., and Kabana R. Rodriguez. 1994. Effects of pine bark extracts and pine bark powder on fungal pathogens, soil enzyme activity, and microbial populations. *Biological Control* 4 (3):269-276.
- Kokalis, Burelle N., Kabana R. Rodriguez, C. F. Weaver, and P. S. King. 1994. Evaluation of powdered pine bark for control of *Meloidogyne arenaria* and *Heterodera glycines* on soybean. *Plant and Soil* 162 (2):163-168.
- Krauss, J., and W. Funke. 1995. Collembolan and proturan communities in Norway spruce stands: effects of windfall, and soil treatments with lime and composts. OT: Collembolen- und Proturen-gesellschaften in Fichtenforsten: Auswirkungen von Windwurf, Kalk- und Kompostgaben. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* 10:1-6.
- Krishan, Chander, R. G. Joergensen, and K. Chander. 2002. Decomposition of ¹⁴C labelled glucose in a Pb-contaminated soil remediated with synthetic zeolite and other amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (5):643-649.
- Kromp, B., L. Pfeiffer, P. Meindl, W. Hartl, B. Walter, S. Finch, and E. Brunel. 1995. The effects of different fertilizer regimes on the populations of earthworms and beneficial arthropods found in a wheat field. *Integrated control in field vegetable crops. Proceedings of the meeting, held Guitte, France* 19 (11):184-190.
- Kuntze, H, G Roeschmann, and G Schwerdtfeger. 1994. *Bodenkunde*. 5. Auflage ed. Stuttgart: Ulmer Verlag.
- Lalande, R., B. Gagnon, and R. R. Simard. 1998. Microbial biomass C and alkaline phosphatase activity in two compost amended soils. *Canadian Journal of Soil Science* 78 (4):581-587.
- Lechevalier, M. P. 1977. Lipids in bacterial taxonomy - a taxonomists view. *Crit. Rev. Microbiol.* 5:109-210
- Lee, K E. 1985. *Earthworms. Their ecology and relationship with soils and land use*. Sydney: Academic Press.
- Leita, L., M. de Nobili, C. Mondini, G. Muhlbachova, L. Marchiol, G. Bragato, M. Contin, and Nobili M. de. 1999. Influence of inorganic and organic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biology and Fertility of Soils* 28 (4):371-376.
- Mäder, P., A. Fliessbach, D. Dubois, L. Gunst, P. Fried, and U. Niggli. 2002. Bodenfruchtbarkeit und biologische Vielfalt im ökologischen Landbau. *Ökologie & Landbau* 124 (4/2002):12-16.
- Mahro, B., G. Schäfer, and M. Kästner. 1994. Pathways of microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. In *Bioremediation of chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons.*, edited by S. K. Ong. Boca Raton, Fla: Lewis.
- Marull, J., J. Pinochet and Kabana R. Rodriguez. 1997. Agricultural and municipal compost residues for control of root-knot nematodes in tomato and pepper. *Compost Science and Utilization* 5 (1):6-15.
- Mba, C. C. 1996. Treated-cassava peel vermicomposts enhanced earthworm activities and cowpea growth in field plots. *Resources, Conservation and Recycling* 17 (3):219-226.
- McSorley, R., and R. N. Gallaher. 1995. Cultural practices improve crop tolerance to nematodes. *Nematropica* 25 (1):53-60.
- . 1995. Effect of yard waste compost on plant-parasitic nematode densities in vegetable crops. *Journal of Nematology* 27:545-549.

- . 1997. Effect of compost and maize cultivars on plant-parasitic nematodes. *Journal of Nematology* 29 (4):731-736.
- McSorley, R., P. A. Stansly, J. W. Noling, T. A. Obreza, and J. M. Conner. 1997. Impact of organic soil amendments and fumigation on plant-parasitic nematodes in a southwest Florida vegetable field. *Nematropica* 27 (2):181-189.
- Meekings, H. J., E. I. Stentiford, and D. L. Lee. 1996. The effect of sewage sludge compost on the viability of the eggs of a parasitic nematode. *Compost Science and Utilization* 4 (2):46-54.
- Mondini, C., P. Cantone, L. Marchiol, I. Franco, A. Figliolia, L. Leita, D. Anac, and Prevel P. Martin. 1999. Relationship of available nutrients with organic matter and microbial biomass in MSW compost amended soil. *Improved crop quality by nutrient management*.
- Montgomery, H. J., C. M. Monreal, J. C. Young, and K. A. Seifert. 2000. Determination of soil fungal biomass from soil ergosterol analyses. *Soil Biol. Biochem.* 32:1207-1217.
- Moreno, J. L., T. Hernandez, and C. Garcia. 1999. Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. *Biology and Fertility of Soils* 28 (3):230-237.
- Mueller, B. R., M. Roth, and P. Rittner. 1993. Influence of compost and lime on population structure and element concentrations of forest soil invertebrates. *Biology and Fertility of Soils* 15 (3):165-173.
- Murata, T., N. Nagaishi, R. Hamada, H. Tanaka, K. Sakagami, and T. Kato. 1998. Relationship between soil neutral sugar composition and the amount of labile soil organic matter in Andisol treated with bark compost or leaf litter. *Biology and Fertility of Soils* 27 (4):342-348.
- Nicolay, R., and R. A. Sikora. 1989. Effect of green manure and other organic fertilizers on the population dynamics of the sugarbeet cyst nematode *Heterodera schachtii* (Schmidt). OT: Wirkung von Grundungung und anderen organischen Dungern auf die Populationsdynamik des Rubenzystennematoden *Heterodera schachtii* (Schmidt). *Anzeiger fur Schadlingskunde, Pflanzenschutz, Umweltschutz* 62 (6):105-114.
- Nicolay, R., R. A. Sikora, and H. C. Weltzien. 1990. Influence of green manure, straw and compost on the activity of fungal egg parasites of *Heterodera schachtii* Schmidt. OT: Einfluss von Grungung, Stroh und Kompost auf die Aktivitat pilzlicher Eiparasiten von *Heterodera schachtii* Schmidt. *Zeitschrift fur Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 97 (5):470-483.
- Novaretti, W. R. T., J. O. Carderan, J. Strabelli, and E. Amorim. 1989. Effect of compost application, alone or in combination with nematicide and mineral fertilizers, on nematode control and productivity of sugarcane. OT: Efeitos da utilizacao de composto, associado ou nao a nematicida e adubos minerais, no controle de nematoides e na produtividade da cana-de-acucar. *Nematologia Brasileira* 13:93-107.
- Oehmichen, J., and W. Heer. 1996. Anwendung von Komposten aus biogenen Abfällen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Abschlußbericht über die Literaturlauswertung, Fachbereich Agrarwissenschaften, Universität-Gesamthochschule Paderborn, Lübecker Ring 2, D-59494 Soest.
- Oehmichen, J., and C Kirchschrager. 1996. Anwendung von Komposten aus biogenen Abfällen in Sonderkulturen. Abschlußbericht über die Literaturlauswertung, Fachbereich Agrarwissenschaften, Universität-Gesamthochschule Paderborn, Lübecker Ring 2, D-59494 Soest.
- Oehmichen, J. 1983. *Pflanzenproduktion Band 1: Grundlagen*. Berlin u. Hamburg: Parey Verlag.

- Parmelee, R.W., M.H. Beare, and J.M. Blair. 1989. Decomposition and nitrogen dynamics of surface weed residues in no-tillage agroecosystems under drought conditions: influence of resource quality on the decomposer community. *Soil Biol. Biochem.* 21:97-103.
- Pascual, J. A., C. Garcia, T. Hernandez, and M. Ayuso. 1997. Changes in the microbial activity of an arid soil amended with urban organic wastes. *Biology and Fertility of Soils* 24 (4):429-434.
- Pfotzer, G. H., and C. Schüler. 1993. Zur Populationsentwicklung der Collembolen- und Milbenfauna eines Ackerbodens unter dem Einfluß verschiedener Kompostdüngung. Paper read at 105. VDLUFA Kongress, at Hamburg.
- . 1995. Effects of different compost amendments on soil biotic and faunal feeding activity in an organic farming system. *Entomological research in organic agriculture. Selected papers from the European Workshop, Austrian Federal Ministry of Science and Research, Vienna, Austria* 15:1-4.
- Reinhofer, M., and E. Steinlechner. 2000. Einfluss der Kompostanwendung auf die Bodenenzymatik. In 6. *Alpenländisches Expertenforum, 16. - 17. März 2000.* A-8952 Irnding: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein.
- Reinken, G. 1987. Eight-year experiment with vegetables and apples grown biodynamically in comparison with conventional management. OT: Achtjähriger Vergleichsversuch bei Gemüse und Äpfeln zwischen biologisch-dynamischer und konventioneller Wirtschaftsweise. *Gesunde Pflanzen* 39 (2):59-64.
- Riegel, C., S. D. Nelson, D. W. Dickson, L. H. Allen, Jr., and L. G. Peterson. 2001. Efficacy of 1,3-dichloropropene in soil amended with compost and unamended soil. *Journal of Nematology* 33 (4):289-293.
- Ritzinger, Chsp, R. McSorley, and R. N. Gallaher. 1997. Effect of organic amendment placement and inoculum density of *Meloidogyne incognita* on okra seedlings. *Proceedings Soil and Crop Science Society of Florida* 56:28-31.
- Ryckeboer, J., and J. Coosemans. 1996. The influence of GFT-compost extracts on the motility of juveniles of *Heterodera schachtii* in vitro. *Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent* 61 (1):25-29.
- Ryckeboer, J., J. Coosemans, M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi. 1996. The influence of GFT-compost extracts on the motility of juvenile of *Heterodera schachtii* in vitro. *The science of composting: part 2* (13).
- 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 langjährigen Einsatzes von Mullkompost auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmaktivität, die Bodenatmung sowie die Aggregatstabilität und die Porengrößenverteilung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 59 (2):1125-1130.
- Satchell, J E. 1983. *Earthworm ecology from Darwin to Vermiculture.* London: Chapman and Hall.
- Scheepmaker, J. W. A., F. P. Geels, A. J. Rutjens, P. H. Smits, Ljld van Griensven, and Griensven Ljld Van. 1998. Comparison of the efficacy of entomopathogenic nematodes for the biological control of the mushroom pests *Lycoriella auripila* (Sciaridae) and *Megaselia halterata* (Phoridae). *Biocontrol Science and Technology* 8 (2):277-288.
- Schwaiger, E., and I. Wieshofer. 1996. Auswirkungen von Biotonnenkompost auf bodenmikrobiologische und enzymatische Parameter im biologischen Landbau. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Proceedings of a conference held in Linz, Austria* 81:229-232.

- Sellschopp, N., and I. Wöhler. 1999. The effects of earthworms on their own habitat in different forest soils. OT: Die Beeinflussung des Lebensraumes von Regenwürmern in verschiedenen Waldböden. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung* 170:5-6.
- Serra-Wittling, C., S. Houot, and E. Barriuso. 1995. Soil enzymatic response to addition of municipal solid-waste compost. *Biology and Fertility of Soils* 20 (4):226-236.
- Sharma, S. K., G. L. Sharma, and B. L. Baheti. 1996. Management of root-knot nematode, *Meloidogyne incognita* on tomato through soil amendment with various composts. *Indian Journal of Nematology* 26 (2):263-265.
- Siddiqui, M. A., and M. M. Alam. 1999. Integrated management of plant parasitic nematodes with oilcakes, nematicides and ploughing. *Pakistan Journal of Nematology* 17 (2):129-136.
- Singh, S. P., V. Pant, A. M. Khan, and S. K. Saxena. 1983. Attractiveness of *Meloidogyne incognita* larvae to roots of tomato and changes in biochemical content of plants as affected by oilcakes and nematicides. *Nemat. Mediterranea* 11:115-118.
- Sivapalan, A., W. C. Morgan, and P. R. Franz. 1993. Monitoring populations of soil microorganisms during a conversion from a conventional to an organic system of vegetable growing. *Biological Agriculture and Horticulture* 10 (1):9-27.
- Stelter, H., and B. Effmert. 1987. The multiplication of *Globodera rostochiensis* (Wollw., 1923), pathotype 1, in relation to soil humus content and organic and mineral fertilization. OT: Die Vermehrung von *Globodera rostochiensis* (Wollw., 1923), Pathotyp 1, in Abhängigkeit vom Humusgehalt des Bodens sowie von organischer und mineralischer Düngung. *Archiv für Acker und Pflanzenbau und Bodenkunde* 31 (7):487-493.
- Stirling, G. R. 1991. Biological control of plant-parasitic nematodes. (CABI: Wallingford, Oxon, UK).
- Szczzech, M., W. Rodomanski, M. W. Brzeski, U. Smolinska, and J. F. Kotowski. 1993. Suppressive effect of a commercial earthworm compost on some root infecting pathogens of cabbage and tomato. *Biological Agriculture and Horticulture* 10 (1):47-52.
- Temple, S. R., D. B. Friedmann, O. Somasco, H. Ferris, K. Scow, and K. Klonsky. 1994. An interdisciplinary, experiment station-based participatory comparison of alternative crop management systems for California's Sacramento Valley. *Amer. J. Alter. Agric.* 9:64-71.
- Toida, Y., S. Keereewan, and T. Murakami. 1991. Cultural control of java root-knot nematode attacking mungbean in Thailand. *TARC Newsletter Tropical Agricultural Research Centre* 2 (2):5.
- Valdrighi, M. M., A. Pera, S. Scatena, M. Agnolucci, and G. Vallini. 1995. Effects of humic acids extracted from mined lignite or composted vegetable residues on plant growth and soil microbial populations. *Compost Science and Utilization* 3 (1):30-38.
- Valdrighi, M. M., A. Pera, M. Agnolucci, S. Frassinetti, D. Lunardi, and G. Vallini. 1996. Effects of compost-derived humic acids on vegetable biomass production and microbial growth within a plant (*Cichorium intybus*)-soil system: a comparative study. *Utilisation of waste organic matter. Agriculture, Ecosystems and Environment* 58:2-3.
- Vallini, G., F. Vaccari, A. Pera, M. Agnolucci, S. Scatena, and G. Varallo. 1999. Evaluation of cocomposted coal fly ash on dynamics of microbial populations and heavy metal uptake. *Compost Science and Utilization* 7 (1):81-90.
- Walker, J. T, C. H. Specht, and S. Mavrodineau. 1967. Reduction of lesion nematode in soybean meal and oil amended soil. *Plant Disease Reporter* 51:1021-1024.

- WaV, ed. 1992. *Verordnung über den Wald*. Vol. EDMZ 921.01.
- Wiley, B. B., and S. C. Westerberg. 1969. Survival of human pathogens in composted sludge. *Applied Microbiology* 16(6):994-1001.
- Zambolim, L., M. A. Santos, W. F. Becker, and G. M. Chaves. 1996. Agro-waste soil amendments for the control of *Meloidogyne javanica* on tomato. *Fitopatologia Brasileira* 21 (2):250-253.
- Zoon, F. C., A. S. van Bruggen, A. de Heij, C. J. Asjes, J. E. van den Ende, Ende J. E. van den, Bruggen A. S. van, Heij A. de, den Ende J. E. van, G. Littlejohn, R. Venter, and C. Lombard. 2000. Effect of green manure crops and organic amendments on incidence of nematode-borne tobacco rattle virus. *Proceedings of the Eighth International Symposium on Flowerbulbs, Cape Town, South Africa* (570):287-292.

6 Einfluss der Kompostanwendung auf die Pflanzengesundheit

Jacques G. Fuchs

6.1 Allgemeine Betrachtungen

Die Interaktionen zwischen Komposten und Pflanzengesundheit sind vielseitig und komplex. Sie umfassen die Inaktivierung von Krankheitserregern während der Rotte (Bollen 1993), die Beeinflussung der Interaktionen zwischen Pflanze und Krankheitserregern mit Komposten (Hoitink, Stone *et al.* 1997; Hoitink *et al.* 1993), sowie die Produktion und Anwendung von Kompost-Tees und Kompostextrakten, um Pflanzen gegen Blattkrankheiten zu schützen (Scheuerell and Mahaffee 2002; Weltzien 1992).

Komposte können sowohl direkt als auch indirekt die Pflanzengesundheit beeinflussen. In diesem Kapitel werden wir uns hauptsächlich auf die direkten Wirkungen beschränken, das heisst auf die Mechanismen, mit denen die Interaktion Pflanzen-Schaderreger direkt beeinflusst wird. Es kann sich dabei um fungizide oder antagonistische Mechanismen handeln. Indirekt wirken Komposte auf die Pflanzengesundheit, indem sie deren Wachstumsbedingungen beeinflussen, z.B. über den Nährstoffhaushalt, die Bodenstruktur und der Wasserhaushalt. Diese Aspekte der indirekten Auswirkungen von Komposten auf die Krankheitserreger werden in den folgenden Kapiteln dieser Arbeit abgehandelt.

6.2 Die natürliche Hygienisierung während des Kompostierungsprozesses

Praktisch alle Krankheitserreger, seien es Pilze, Bakterien oder Viren, werden durch den Kompostierungsprozess abgetötet (Asjes *et al.* 2000; Berner and Bieri 1991; Bollen 1993; Bollen *et al.* 1989; Neuweiler and Heller 1998; Weltzien 1992; Ylimäki *et al.* 1983; Yuen and Raabe 1984). Die Inaktivierung der Krankheitserreger beruht auf drei Mechanismen: den hohen Temperaturen während der ersten Rottephase, der Toxizität, verursacht durch die Freisetzung von Zersetzungsprodukten während der Rotte sowie mikrobielle Antagonisten (Bollen 1993). Die Hygienisierungsprozesse finden während der ersten Phase der Kompostierung statt. In der nachfolgenden Reifungsphase hingegen werden die Krankheitserreger nicht mehr abgetötet (Bollen *et al.* 1989).

Der wichtigste Parameter zur Hygienisierung des organischen Materials ist die Temperatur (Bollen *et al.* 1989; Herrmann *et al.* 1994), vorausgesetzt, dass die Feuchtigkeit im Rottekörper ausreichend ist (Bollen 1993; Ylimäki *et al.* 1983). Pilze wie der Erreger der Kohlhernie (*Plasmodiophora brassicae*) oder die Melonenfusariose (*Fusarium oxysporum* f.sp. *melonis*) werden während der Hitzeperiode der Kompostierung rasch abgetötet. Sie können jedoch ungeschwächt eine längere Reifungsphase überleben (Tabelle 6.1, 6.2). Die Rolle der Temperatur auf die Abtötung von Erregern wurde ebenfalls bei der Methanisierung beobachtet: *Plasmodiophora brassicae*, der Erreger der Kohlhernie, bleibt nach einer 14-tägigen Vergärung bei 35 °C unverändert aktiv. Bei 55°C hingegen wird der Pilz inaktiviert (Engeli *et al.* 1993).

Tabelle 6.1: Überleben von *Plasmodiophora brassicae* in infizierten Kohlproben in Abhängigkeit von Dauer und Art der Rotteperiode (Bollen *et al.* 1989)

Kompostierungsperiode [Wochen]	Behandlung	Anzahl von Testpflanzen	
		Gesamt	Kranke
0	Nicht kompostiert	53	46
0-1	Erste Woche der Hitzeperiode	80	13
0-3	Gesamte Hitzeperiode	89	1
0-10	Hitzeperiode + Anfang der Reifung	59	0
3-31	Reifungsphase	90	90
0-31	Gesamter Kompostierungsprozess	90	0

Tabelle 6.2 : Überleben von *Fusarium oxysporum f.sp. melonis* in Abhängigkeit von Dauer und Art der Rotteperiode (Bollen *et al.* 1989)

Kompostierungsperiode [Wochen]	Behandlung	Anzahl von Testpflanzen	
		gesamt	kranke
0	Nicht kompostiert	20	19
0-3	Hitzeperiode	70	0
3-21	Reifungsphase	80	77
0-21	Gesamter Kompostierungsprozess	80	0

Um die gewünschte Hygienisierung des Kompostes zu erreichen, ist die Gewährleistung einer optimalen Rotteführung während der Hitzeperiode entscheidend. Die Miete muss während dieser Periode regelmässig umgesetzt werden, damit sämtliches Material höheren Temperaturen unterworfen wird (Bollen *et al.* 1989; Herrmann *et al.* 1994; Ryckeboer *et al.* 2002; Ylimäki *et al.* 1983).

Die Inaktivierung von Viren kann in gewissen Fällen problematisch sein. Das Tabak-Mosaik-Virus (TMV) beispielsweise ist relativ hitzeresistent. Bei optimaler Rotteführung in der Regel rasch inaktiviert werden, ist (Herrmann *et al.* 1994), jedoch je nach Situation der Erreger, der am ehesten die Kompostierung überlebt, kann zu Schäden führen (Bollen 1993). Aus diesem Grund empfiehlt dieser Autor, Kompost aus TMV-befallenen Materialien nicht in TMV-empfindlichen Kulturen einzusetzen. Ein ebenfalls stark hitzeresistentes Virus ist der PMMV (pepper mild spot virus). Dieses kann eine relativ lange Hitzeperiode überleben und seine Infektiosität behalten (Suárez-Estrella *et al.* 2002). Nach den Arbeiten von Ryckeboer *et al.* (2002) ist jedoch nicht die Hitze der Hauptmechanismus, der zur Abtötung der Viren führt, sondern möglicherweise die enzymatische Degradation oder toxische Zwischenabbauprodukte. In einem Kleinkompostiersystem, in welchem die Temperatur nie 31 °C überstieg, war nach sechs Monaten eine totale Inaktivierung des TMV zu beobachten, währenddem der Pilz *Plasmodiophora brassicae* diese Behandlung ohne Schwächung seiner Infektiosität überlebte (Ryckeboer *et al.* 2002).

6.3 Kompost und bodenbürtige Krankheitserreger

6.3.1 Generelles

Die Wirkung der Kompostierung auf die Pflanzengesundheit ist nicht allein darauf beschränkt, Krankheitserreger zu vernichten. Aus Tabelle 6.3 kann entnommen werden, dass es zusätzlich zahlreiche Beispiele von Komposten gibt, die in der Lage sind, unterschiedliche Pflanzenarten vor diversen Krankheitserregern zu schützen.

Diese Effekte beschränken sich nicht bloss auf Laborbeobachtungen, sondern lassen sich auch in der Praxis nachweisen. Mit der Wahl der entsprechenden Komposte können diese Effekte gezielt wiederholt werden. Dank dem Einsatz von Champignonmistkompost können Golfkeeper in Illinois das Auftreten von „Dollar Spot“, verursacht durch den Pilz *Sclerotinia homeocarpa* (Block 1997) um 80 bis 90 % reduzieren. Die Wirkung der Komposte manifestiert sich nicht immer direkt über die Befallsentwicklung. Bei den Golffrasen zum Beispiel reduzierte Champignonmistkompost die Inzidenz von Schneeschimmel (Erreger *Fusarium nivale*) nicht direkt, erlaubte jedoch eine viel bessere Erholung der Rasen im Frühjahr. Beim Anwenden von Komposten gegen Pflanzenkrankheiten müssen auch die anderen Aspekte der Bodenfruchtbarkeit in Betracht gezogen werden. So können sich möglicherweise andere Faktoren wie beispielsweise eine zu hohe Menge an Kompost negativ auswirken. Champignonmistkomposte auf Golfplätzen können eine Verminderung der Bodendrainage auf den Greens zur Folge haben. (Block 1997). Widmer *et al.* (1998) schützten mit Müllkompost effizient Zitrusstecklinge gegen *Phytophthora nicotiana*, bekamen aber mit zunehmenden Kompostmengen im Substrat Probleme. Die Stecklinge reduzierten das Wachstum, was wahrscheinlich auf zu hohe Salzgehalte zurückzuführen ist.

Ein weiterer wichtiger Punkt, der in Betracht gezogen werden muss, ist der, dass nicht jeder Kompost die Fähigkeit besitzt, Pflanzenkrankheiten effizient zu unterdrücken (Craft and Nelson 1996; Dissanayake and Hoy 1999). Kompost aus Brauereischlämmen und aus Grüngut waren suppressiv gegenüber *Pythium graminicola* bei *Agrostis*, und dies sowohl im Feld wie im Labor. Komposte aus Champignonmist, Hühnermist, Kuhmist oder Laub waren nicht suppressiv, und Komposte aus Hühnermist, Truthahnmist und Laub waren zum Teil toxisch für *Agrostis palustris* (Craft and Nelson 1996). In diesem Fall konnten weder die eingesetzten Grüngutkomposte noch die Müllkomposte Zuckerrohr vor *Pythium arrhenomanes* bewahren (Dissanayake and Hoy 1999). Voland and Epstein (1994) konnten mit kompostiertem Schafmist Rettich vor *Rhizoctonia solani* nicht effizient schützen. D'Amore *et al.* (1998) konnten mit Wurmkompost die Symptome der Korkwurzelkrankheit (Erreger *Pyrenochaeta lycopersici*) in kalkhaltigen Böden wohl reduzieren, dies wirkte sich jedoch nicht auf den Pflanzenertrag aus. Andererseits können gewisse Komposte, wie zum Beispiel junge Klärschlammkomposte, Pflanzen vor einigen Pathogenen schützen, andere Krankheitserreger hingegen wurden gefördert (Lumsden *et al.* 1983). Die Zugabe von Rotklee (*Trifolium pratense*) und Kompost erhöhte, im Vergleich zu mineralischer Stickstoffgabe, die Inzidenz der durch *Pythium* verursachten Krankheit an wildem Senf (*Brassica kaber*) in natürlichen Böden (Conklin *et al.* 2002).

Die oft stark abweichenden Wirkungen verschiedener Kompostchargen ist möglicherweise das grösste Hindernis für breite Anwendungen von Komposten für gezielte Pflanzenschutzmassnahmen (Nelson and Boehm 2002). Die Produktion von Komposten mit definierten, gleich bleibenden Qualitäten ist eine unabdingbare Notwendigkeit, um die Erwartungen der Kompostanwender diesbezüglich zu erfüllen.

Hoitink *et al.* (1997) unterscheiden zwischen "allgemeiner" und "spezifischer" Suppressivität. Suppressivität gegen *Pythium* und *Phytophthora* zählt zum "allgemeinen" Typ, die gegen *Rhizoctonia* zählen sie zu den "spezifischen". Nach diesen Autoren beruhen die Mechanismen der Suppressivität auf mikrobiologischen Interaktionen wie Konkurrenzkampf, Antibiosis (Hoitink *et al.* 1977; Theodore and

Toribio 1995), Hyperparitismus und induzierter Resistenz. Fuchs (1996) differenziert seinerseits die „quantitative Suppressivität“, die durch die grosse Anzahl von Mikroorganismen in jungen Kompost zu beobachten ist, von der „qualitativen Suppressivität“. Die „qualitative Suppressivität“ zeichnet sich dadurch aus, dass sich nur wenige, dafür effiziente Antagonisten in der Reifungsphase entwickeln.

6.3.2 Wirkungsmechanismen

Die Schutzmechanismen eines Kompostes können je nach Zielorganismen anders sein. So wurde die *Rhizoctonia*-Suppressivität eines Müllkompostes durch eine Hitzebehandlung zerstört, während die *Fusarium*-Suppressivität desselben Kompostes durch die Hitzebehandlung nicht beeinträchtigt wurde (Cohen *et al.* 1998). Für die *Rhizoctonia*-Unterdrückung scheinen somit Mikroben verantwortlich zu sein, gegen *Fusarium sp.* sind möglicherweise hitzeresistente fungitatische Substanzen im Kompost verantwortlich (Cohen *et al.* 1998).

Mikrobiologische Parameter

Der Hauptschutzmechanismus gegen Pflanzenkrankheiten scheint jedoch eindeutig auf der mikrobiellen Aktivität der Komposte zu beruhen (Hoitink *et al.* 1993; Nelson and Hoitink 1983; Tilston *et al.* 2002). Zahlreiche Arbeiten zeigen, dass eine Hitzebehandlung, welche die Kompostmikroflora zerstört, auch die suppressiven Effekte zunichte macht (Brunner and Seemüller 1993; Fuchs 2002; Hadar and Mandelbaum 1986; Hardy and Sivasithamparam 1991; Nelson and Hoitink 1983; Ringer *et al.* 1997; Serra *et al.* 1996; Theodore and Toribio 1995; Tilston *et al.* 2002; Trillas-Gay *et al.* 1986). Es sind nur wenige Ausnahmen bekannt, wie die Arbeiten von Filippi and Bagnoli (1992). Sie fanden, dass Pappelrindenkompost Nelken vor Tracheofusariose nur dann in stickstoffarmen Substraten schützt, wenn er sterilisiert ist.

Bei der Hitzebehandlung spielt die Temperatur eine wesentliche Rolle um die Suppressivität von Komposten zu inaktivieren. Eine sechstägige Behandlung von reifem Rindenkompost bei 60° C genügte, um dessen Krankheitsunterdrückungspotential zu zerstören (Nelson and Hoitink 1983). Mandelbaum *et al.* (1988) ihrerseits zeigten, dass eine zweistündige Behandlung bei 55° C von Grüngutkompost und Traubentresterkompost nicht ausreichte, um den Schutz von Gurken gegen *Pythium aphanidermatum* zu stören, währenddem ein Autoklavieren dieser Komposte die Suppressivität vernichtete. Die beiden Autoren gehen davon aus, dass wahrscheinlich hitzeresistente Mikroorganismen für die Suppressivität verantwortlich sind.

Dass die Schutzmechanismen in erster Linie auf lebendigen Mikroorganismen beruhen, kann nicht nur anhand des Verlusts der Suppressivität mit einer Hitzebehandlung nachgewiesen werden. Zahlreiche Berichte zeigen, dass die suppressive Wirkung der Komposte und deren mikrobiologischen Aktivitäten mit der Hydrolysegeschwindigkeit von Azetatfluorescin korrelieren (Bruns *et al.* 1996; Chen *et al.* 1988; Craft and Nelson 1996; Diab *et al.* 2003; Dissanayake and Hoy 1999; Inbar *et al.* 1991).

Verschiedene Mikroorganismen sind für diese biologische Aktivität verantwortlich. Aus suppressiven Komposten werden regelmässig folgende Mikroorganismen isoliert: *Trichoderma asperellum* wirkt gegen Tomatenfusariose (Cotxarrera *et al.* 2002); *Acromonium sp.* aus einem Müllkompost parasitiert *Phytophthora nicotianae*, (Widmer *et al.* 1998); *Bacillus subtilis* überlebt Heissrotte (Phae *et al.* 1990); *Aspergillus sp.*, *Geotrichum sp.* und nicht sporulierende *Pythium sp.* (Theodore and Toribio 1995). Aus Rindenkomposte wurden verschiedene effiziente Antagonisten isoliert: *Trichoderma sp.*, *Gliocladium sp.*, *Penicillium sp.*, *Mortierella sp.*, *Paecilomyces sp.*, *Geomyces sp.*, *Ophiostoma sp.* Die beiden Pilze *Trichoderma harzianum* und *Trichoderma hamatum* konnten am zahlreichsten in diesen Substraten gefunden werden (Nelson *et al.* 1983).

Von besonderem Interesse sind die Ergebnisse von Trillas-Gay *et al.* (1986). Sie haben aus einem suppressiven Kompost *Trichoderma harzianum* und *Flavobacterium balustinum* isoliert. Gibt man beide Pilze zu hitzebehandelten, nicht suppressiven Komposten, wird ein Teil der antagonistischen Aktivität des Kompostes wiederhergestellt. Allein zugesetzt zeigt keiner der beiden Pilze eine Wirksamkeit. Dies zeigt auf, dass der Mikroorganismenkomplex eines Kompostes als Ganzes von Bedeutung ist, und nicht unbedingt jede einzelne seiner Komponenten allein.

Die mikrobiologische Aktivität eines Kompostes und seine Fähigkeit, Krankheiten zu unterdrücken, hängen von dessen physiologischen Zustand ab. So haben verschiedene Autoren nachgewiesen, dass Kompost aus der Hitzezone einer Miete eine deutlich geringere Fähigkeit aufweist, Pflanzen vor Krankheiten zu schützen, als solche aus kühleren Zonen der Mieten (Chen *et al.* 1987; Chen *et al.* 1988; Chung and Hoitink 1990; Hadar and Mandelbaum 1986). Wird Kompost aus der heißen Mietenzone einige Wochen bei kühlen Temperaturen gehalten, wird er suppressiv, d.h. sobald sich die natürlichen Antagonisten entwickelt haben (Chen *et al.* 1988). Am Ende der Vorrotte ist das Pilzspektrum im Kompost relativ arm. Die Pilzflora der Frischkomposte umfasst saprophytische und phytosanitär unbedenkliche Pilzarten. Nach Ablauf der Nachrottephase hingegen, werden qualitative und quantitative Veränderungen der Pilzflora erkennbar. Die meisten der dominanten Pilze der Komposterde wiesen nach der Reifungsphase *in vitro* einen antagonistischen Effekt gegen verschiedene Pathogene (Breitenbach *et al.* 1998) auf.

Die Komposte können in gewissen Fällen auch unmittelbar gegen Krankheitserreger wirken, d.h. auch bei Abwesenheit der Wirtspflanze das Überleben des Erregers beeinträchtigen (Hoitink *et al.* 1977; Theodore and Toribio 1995). In anderen Fällen beeinflusst der Kompost die Erregerpopulation erst bei Anwesenheit der Wirtspflanzen des Erregers. Der Kompost verhindert einen Aufbau der Erregerpopulation in Anwesenheit der Pflanze (Chen *et al.* 1987).

Chemische und physikalische Parameter

Neben der biologischen Aktivität können auch gewisse chemische Eigenschaften der Komposte eine gewisse Rolle bei deren Suppressivitätspotential spielen. Tilston *et al.* (2002) haben gezeigt, dass die chemischen Parameter der Komposte beim Suppressivitätspotential eine gewisse Bedeutung haben können, jedoch nicht exklusiv. Die Reduktion der Kohlenstoffkonzentrationen im Kompost korreliert mit der Erhöhung der Suppressivität (Chen *et al.* 1988). Die Substrate mit erhöhter Suppressivität zeichnen sich durch niedrige Nährstoffverfügbarkeit und eine grosse Population von mesophilen Mikroorganismen mit einer grossen Aktivität aus (Chen *et al.* 1988).

Dem Nitratgehalt im Boden scheint neben der mikrobiologischen Aktivität der Komposte auch eine gewisse Bedeutung zuzukommen. Ringer *et al.* (1997) haben mehr *Pythium*-Symptome in den Erden beobachtet, welche mehr Nitrat enthalten. Ähnliche Ergebnisse haben (Filippi and Bagnoli 1992) bei Nelken gefunden: Pappelrindenkompost schützt die Pflanzen vor *Fusarium oxysporum* f.sp. *dianthi*, selbst wenn sie in einem natürlich infizierten Boden wachsen. Allerdings nur dann, wenn er sterilisiert ist. Dieser Effekt beruht wahrscheinlich auf Stickstoffmangel, was höchst wahrscheinlich die Entwicklung der Krankheit nicht zulässt. Die Zugabe von leicht verfügbarem Stickstoffdünger wirkt diesem Effekt entgegen (Filippi and Bagnoli 1992).

Das allgemeine Nährstoffangebot und die Verbesserung der physikalischen Eigenschaften des Bodens wirken sich ebenfalls günstig auf die Pflanzengesundheit aus. Die Gabe von Müllkompost (eingearbeitet oder als Mulch) verbesserte das Wachstum von Zitrus-Pflanzen in mit *Phytophthora nicotiana* infizierten Böden. Die Wirkung scheint jedoch nicht direkt auf der Krankheitsunterdrückung zu beruhen, sondern

auch auf der Nährstoffeffizienz und möglicherweise auch auf der Verbesserung der physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften, u.a. der Bodenporosität (Widmer *et al.* 1998)

Neben Nährstoffen kommt offenbar dem Phenolgehalt eine bestimmte Bedeutung zu. Bei Rindenkompst fand man in einem Kresse-*Pythium ultimum*-Biotest eine Korrelation zwischen Phenolgehalt und Suppressivität (Erhart *et al.* 1999).

Dennoch scheint es, dass die chemischen und physikalischen Eigenschaften zumindest kurzfristig eine gewisse, jedoch nicht eine primäre Bedeutung bezüglich Krankheitsunterdrückung haben.

Anregung der bodenmikrobiologischen Aktivität

Der Wirkungsmechanismus der Komposte beruht wahrscheinlich sowohl auf der eigenen mikrobiologischen Aktivität als auch auf der Anregung der mikrobiologischen Aktivität der Böden (Nelson and Boehm 2002). Kompostgaben erhöhen im Boden die existierende Suppressivität gegen *Fusarium oxysporum* f.sp. *lini* bei Lein. Dieser Effekt ist proportional zur Menge des verabreichten Komposts (Serra *et al.* 1996). Autoklavierter Kompost löst in unbehandeltem Boden gleiche Effekte aus, nicht jedoch in autoklavierten Böden. Damit kann davon ausgegangen werden, dass die direkte Aktivierung der natürlichen saprophytischen Flora des Bodens für den Schutzeffekt der Kulturpflanzen verantwortlich ist (Serra *et al.* 1996).

Nach Brito *et al.* (1992) verändern die Komposte auch die Anzahl der Mikroorganismen der Rhizosphäre, hingegen nicht ihre Zusammensetzung. Dabei werden insbesondere die Antagonisten gefördert.

Unterschied zwischen Kompost und anderen organischen Düngern

Der Hauptunterschied zwischen Komposten und anderen organischen Düngern beruht im Wesentlichen auf den inhärenten mikrobiologischen Zusammensetzungen der Populationen und deren Aktivität. Sugahara and Katoh (1992) haben nachgewiesen, dass Reisstrohgaben im Boden sowohl für Pathogene wie für Saprophyten Energie und Nährstoffe liefern. Bei Gaben von reifem Strohkompost waren die Atmungswerte der Mikroorganismen deutlich tiefer als nach Strohgaben. Das Risiko, Krankheitserreger zu fördern, ist nach Kompostgaben deutlich kleiner als nach Strohgaben (Sugahara and Katoh 1992). Nakasaki *et al.* (1996) erzielten ähnliche Ergebnisse. Sie konnten mittels Champignonmistkompostgaben, die durch *Verticillium dahliae* und *Pratylenchus penetrans* verursachten Symptome bei Kartoffeln im Vergleich zu Strohmulchgaben wesentlich reduzieren. Sie stellten fest, dass eine Champignonmistgabe den Gasaustausch von Kartoffelblättern erhöht, was mit Strohmulch nicht zu beobachten ist (Gent *et al.* 1999), was auf eine Reduktion des Wurzelbefalls durch *Verticillium dahliae* und/oder *Pratylenchus penetrans* hinweist.

Praktisch gleiche Phänomene wurden bei frischer und kompostierter Rinde (Chung *et al.* 1988) gefunden. Frische Rinde erhöht die Inzidenz von *Rhizoctonia* sp. im Kultursubstrat, während Rindenkompste das Substrat suppressiv machen. Die Ursache beruht wahrscheinlich auf der erhöhten Zellulasezufuhr durch die frische Rinde, die *Rhizoctonia* für sein Wachstum verwenden kann. Bei Komposten ist die Verfügbarkeit an Zellulose stark reduziert. Schwache Zellulosegaben reduzierten die Krankheit, währenddem grössere Gaben diese erhöhten (Chung *et al.* 1988).

Schlussfolgerungen

Nicht nur ein einzelner Mikroorganismus oder ein einzelner Mechanismus ist für die Suppressivität der Komposte gegen Pflanzenkrankheiten verantwortlich. So konnte beispielsweise nach einer Kompostgabe

aus Truthahnmist gezeigt werden, dass die Wirkung im Feld auf den Stickstoff-Düngeeffekt der Pflanzen, auf einer Stimulation der mikrobiologischen Aktivität der Bodenmikroorganismen, aber auch auf die Aktivität der Kompostmikroorganismen (Craft and Nelson 1996) zurückgeführt werden konnte.

Junge Komposte können Pflanzenkrankheiten aufgrund der hemmenden Stoffe unterdrücken. Mit zunehmender Reife gewinnen die antagonistischen Organismen zunehmend an Bedeutung. Es herrscht jedoch auch in reifen Komposten unter den Mikroorganismen eine starke Konkurrenz um die Nährstoffe (Chung *et al.* 1988; Hoitink *et al.* 1993).

6.3.3 Faktoren, welche die Suppressivitätseigenschaften der Komposte beeinflussen

Die Wirkung der Komposte kann von Kompost zu Kompost und von Batch zu Batch stark variieren. Gras- und Gartenkomposte sowie Komposte, die noch in der Hitzeperiode sind, sind nicht so effizient wie Reifekomposte anderer Provenienz, um *Agrostis* gegen *Pythium* sp. zu schützen (Nelson and Boehm 2002). Die Faktoren, welche diese suppressiven Eigenschaften der Komposte beeinflussen, werden in diesem Kapitel diskutiert.

Bedeutung der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien

Die Bedeutung der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien für die Suppressivität von Komposten wurde von verschiedenen Autoren untersucht. Bis heute konnten jedoch diesbezüglich keine einheitlichen Aussagen gemacht werden.

Harender *et al.* (1997) konnten bei Komposten verschiedener pflanzlicher Herkünfte ein unterschiedliches Schutzpotential von Tomaten gegen die *Fusarium*-Welke beobachten. Die Gründe dieser Unterschiede sind jedoch nicht klar. Der Einfluss der Komposte auf die Mikroorganismen in Böden, die mit dem Schutz der Pflanzen korreliert, könnte zum Beispiel sowohl aus den verschiedenen physiologischen Reifezuständen der Komposte als auch von den unterschiedlichen Nährstoffen stammen, welche die verschiedenen Komposte dem Boden liefern.

Ringer *et al.* (1997) verglichen Komposte aus verschiedenen Misttypen. Alle daraus erzeugten Komposte erwiesen sich als suppressiv gegenüber *Pythium ultimum* und *Rhizoctonia solani*. Es konnten kaum Wirkungsunterschiede beim Schutz von Gurken vor *Rhizoctonia solani*-Befall beobachtet werden. Hingegen gegenüber *Pythium ultimum* Befall erwies sich Kuhmistkompost effizienter als Rossmistkompost. Die geringste suppressive Wirkung wies Hühnermistkompost auf. Die Wirkung der Komposte gegen *Pythium ultimum* war umgekehrt proportional zu deren NO_3^- -Gehalte (Ringer *et al.* 1997).

Nach Brunner and Seemüller (1993) ist es den unterschiedlichen Mikrofloren zuzuschreiben, dass die beiden Komposte aus Grüngut und Kirschbaumrinde eine Herabsetzung des Krankheitsbefalls von Himbeeren durch *Phytophthora fragariae* var. *rubi* bewirkten, währenddem ein Nadelholzrindenkompost die Pflanzen nicht zu schützen vermochte.

Wie bereits erwähnt, fanden die Autoren, welche die Bedeutung der Ausgangsmaterialien untersuchten, zum Teil widersprüchliche Ergebnisse. Walter *et al.* (1995) beobachteten einen effizienteren Schutz von Erbsen gegen *Aphanomyces euteiches* mit Komposten die Mist enthielten, was sie auf die grössere Diversität an Nährstoffen und Mikroorganismen zurückführten. Erhart, Burian *et al.* (1999) beobachteten, dass Grüngutkompost eine deutlich schwächere Wirkung zeigte, um Kresse gegen *Pythium ultimum* zu schützen. Bruns *et al.* (1996) hingegen zeigten, dass Grüngutkomposte Erbsen gegen *Pythium ultimum* und Tomaten gegen *Phytophthora parasitica* effizienter schützen als Schafmistkompost und auf eine deutlich höhere mikrobiologische Aktivität der Grüngutkomposte zurückzuführen sei.

Bei einer generellen Betrachtung all dieser Arbeiten gewinnt man den Eindruck, dass die Zusammensetzung der Anfangsmischung nur indirekt von Bedeutung ist. Die physiologische Reife der Komposte, die unterschiedliche mikrobiologische Zusammensetzung sowie die Stickstoffverfügbarkeit, scheint dabei die grössere Rolle zu spielen. Mit diesen Faktoren konnten etliche Wissenschaftler die unterschiedlichen Wirkungen der Komposte gegenüber Pflanzenkrankheiten erklären. Dieselben Folgerungen können auch aus den selber durchgeführten Untersuchungen gezogen werden, die mit einigen hundert unterschiedlichen Komposten durchgeführt wurden (Fuchs, 2003, Daten nicht publiziert). Dabei fand man, dass einzig die Zugabe von ligninhaltigem Material während der Reifungsphase, wie zum Beispiel Hanffasern als Torfersatz, das Suppressivitätspotential von Komposten deutlich zu erhöhen vermochte (Fuchs, Daten nicht publiziert). Diese Verbesserung beruht wahrscheinlich auf einer Stimulierung der *Trichoderma* spp.-Population durch diese Komposte.

Eine Siebung des Endproduktes (Kompost), bzw. die einzelnen Kompostfraktionen weisen offenbar unterschiedliche mikrobielle Zusammensetzungen auf. Kompost nach Siebung durch ein 4mm-Maschensieb verlor gemäss Tilston *et al.* (2002) sein Schutzpotential. Die Autoren erwähnen als möglichen Grund dafür, dass fein gesiebte Komposte geringere Mengen an extrahierbarem Kohlenstoff aufweisen. Andererseits enthält fein gesiebter Kompost auch weniger ligninhaltiges Material, das relativ reich an *Trichoderma* spp. ist. Dieser Antagonist baut Lignin ab. Fein gesiebter Kompost beherbergt offenbar weniger *Trichoderma* spp. und kann aus diesem Grund weniger suppressiv sein.

Applikationsmenge

Die suppressive Wirkung von Komposten ist meist proportional zur Menge der Kompostgabe. Dies konnten auch Serra *et al.* (1996) beim Schutz von Leinpflanzen gegen *Fusarium oxysporum* f.sp. *lini* in natürlichen Böden mit Kompostgaben von 10, 20 und 30 % Müllkompost unmissverständlich nachweisen. Ähnliche Ergebnisse fand Fuchs (2002) nach unterschiedlichen Mengen von Komposten in Kompost-Kultursubstraten.

Geringere Wirkung in Abhängigkeit von der Kompostmenge auf die Krankheitsunterdrückung stellten Walter *et al.* (1995) in ihren Untersuchungen fest. Ihre Suppressivitätsversuche mit Erbsen und *Aphanomyces euteiches* führten sie jedoch in sterilem Sand mit hohen Kompostgaben durch. Die Kompostanteile im Sand betragen 25, 50, 75 und 100 %. Die Kompostmikroorganismen treffen in sterilem Sand nicht auf die Konkurrenz einer natürlichen bodenbürtigen Mikroflora. Sandsubstrat mit 25 % Kompost ist bereits mikrobiologisch gut gepuffert. Demgegenüber können bei zu grossen Kompostgaben wachstumshemmende Effekte durch Komposte aufgrund zu hoher Salzgehalte oder Nährstoffüberangebote dem pathogen-unterdrückenden Effekt entgegenwirken.

Allgemein gilt: Je ärmer ein Substrat an Mikroben ist, umso geringer ist die Bedeutung im Hinblick auf dessen Suppressivitätseffekt. Die Menge an eingesetztem Kompost ist ebenfalls von Bedeutung (Fuchs 1995; Fuchs 1996, 2002), da sich die Kompostmikroflora in solchen Substraten einfacher etablieren kann.

Reifezustand des Kompostes

Wesentlich eindeutiger lassen sich Aussagen über den Einfluss der Kompostreife auf sein Krankheitsunterdrückungspotential machen. Zahlreiche Autoren haben aufzeigen können, dass der Abbaugrad des organischen Materials ein entscheidender Faktor darstellen kann (Ceuster *et al.* 1999, 1999; Chef *et al.* 1983; Cohen *et al.* 1998; Erhart *et al.* 1999; Fuchs 1996; Grebus *et al.* 1994; Hoitink and Grebus 1994; Hoitink, Stone *et al.* 1997; Kuter *et al.* 1988; Tilston *et al.* 2002).

Sehr junge Komposte weisen meistens eine geringe Suppressivität auf (Ceuster *et al.* 1999; Chef *et al.* 1983; Craft and Nelson 1996; Erhart *et al.* 1999; Grebus *et al.* 1994; Kuter *et al.* 1988). Zu hohe Nährstoff- und Energiegehalte (Glukose, Aminosäure, usw.) von frischen organischen Materialien können die Produktion essentieller Enzyme der Antagonisten unterdrücken und damit deren Effizienz deutlich beeinträchtigen (Ceuster *et al.* 1999). Nährstoffe und energiereiche organische Substanz können auch Nahrungsquellen für Pathogene sein und somit krankheitsfördernd wirken (Hoitink and Grebus 1994; Tuitert *et al.* 1996). Bei fortschreitender Reifung nimmt allgemein das Unterdrückungspotential zu (Chef *et al.* 1983; Craft and Nelson 1996; Erhart *et al.* 1999; Fuchs 1996; Hoitink and Grebus 1994; Kuter *et al.* 1988; Ryckeboer and Coosemans 1996). Überschreitet die Reife ein gewisses Stadium, ist die organische Substanz wohl hoch stabilisiert, die mikrobiologische Aktivität hingegen nimmt ab und der Kompost verliert die suppressive Wirkung (Boehm *et al.* 1993; Hoitink and Grebus 1994; Hoitink, Stone *et al.* 1997; Tilston *et al.* 2002).

Wie bereits in Kapitel 3.1. erwähnt, beruhen die suppressiven Wirkungen gegen die verschiedenen Krankheitserreger nicht alle auf den gleichen mikrobiologischen Mechanismen: Man kann zwischen "allgemeiner" und "spezifischer" Suppressivität unterscheiden (Hoitink, Stone *et al.* 1997). Fuchs (1996) unterscheidet zwischen „quantitativer“ und „qualitativer“ Suppressivität. Hauptursache für die verschiedenen Suppressivitätstypen sind die mikrobiologischen Populationen, welche die Komposte besiedeln, sich jedoch während des Rotteprozesses laufend verändern. Der Abbaugrad der organischen Substanz wiederum wirkt auf die Zusammensetzung der Mikroorganismen in der Rhizosphäre (Boehm *et al.* 1993). Es ist demnach nahe liegend, dass nicht alle Krankheitserreger gleich auf den Reifezustand der Komposte reagieren.

So können mit jungen Komposten Nutzpflanzen gegen *Pythium ultimum* oder *Phytophthora cinnamomi* effizient geschützt werden (Kuter *et al.* 1988; Tuitert *et al.* 1996). Einen hohen Schutz der Pflanzen gegen *Rhizoctonia solani* erreicht man meistens nur mit reiferen Komposten (Cohen *et al.* 1998; Kuter *et al.* 1988; Tuitert *et al.* 1996). Bei *Agrostis palustris* konnte ein Befall von *Pythium graminicola* ebenfalls nur mit reiferen Grüngutkomposten verhindert werden (Craft and Nelson 1996). Es zeichnen sich jedoch nicht alle Komposte im fortgeschrittenen Reifezustand durch eine erfolgreiche Suppressivität aus. Grebus *et al.* (1994) arbeiteten mit Grüngutkompost, der eine gute allgemeine Suppressivität aufwies. Mit demselben Kompost gelang es jedoch nicht *Rhizoctonia solani* zu unterdrücken. Die Verfasser dieser Studie schlossen daraus, dass die spezifischen *Rhizoctonia*-Antagonisten in diesem Kompost fehlten, und die vorhandene Mikroflora gegen *Rhizoctonia* sp. ineffizient ist. Als Ausnahme können die Arbeiten von (Ringer *et al.* 1997) betrachtet werden. Die beiden Forscher fanden keine signifikante Beziehung zwischen dem Alter von Mistkomposten und deren Potential, Gurken und Rettich vor *Rhizoctonia solani* zu schützen.

In gewissen Fällen sind junge Komposte effizienter als reifere. Ryckeboer und Coosemans (1996) gelang es mit verschiedenen jungen Komposten erfolgreich Kohlpflanzen vor Befall durch *Plasmodiophora brassicae* zu schützen. Sie beobachteten, dass der Schutz der Pflanzen mit zunehmender Kompostreifung abnahm.

Bei einigen Krankheitserregern ist nach wie vor nicht bekannt, ob der Reifezustand des Kompostes eine Rolle spielt. Nach (Chef *et al.* 1983) werden Chrysanthemen und Flachs mit reifem Rindenkompost effizienter vor *Fusarium oxysporum*-Befall geschützt als mit jungem Rindenkompost. Cohen, Chefez *et al.* (1998) hingegen konnten keinen Zusammenhang zwischen Alter von Müllkompost und dem Schutz von Baumwolle vor *Fusarium oxysporum* f.sp. *vasinfectum* beobachten.

Massnahmen, um das Suppressivitätspotential von Komposten zu erhöhen

Verschiedene Massnahmen wurden getestet, um das Suppressivitätspotential von Komposten zu erhöhen und/oder zu sichern. Nach Chung *et al.* (1988) sowie Hoitink and Grebus (1994) werden die Antagonisten, ausser *Bacillus* spp., während der Hitzeperiode abgetötet und müssen danach den Kompost neu besiedeln. Um die Qualität des Kompostes zu sichern, propagieren diese Autoren, den Kompost gezielt mit ausgewählten Antagonisten zu inokulieren. Eine Beimpfung mit *Trichoderma harzianum* erhöht effektiv die Suppressivität von Komposten aus der Hitzezone (Chung and Hoitink 1990). Das Zugabe dieses Antagonisten in Komposte aus dem mittleren Temperaturbereich hingegen bringt kaum Vorteile. Möglicherweise ist dort die Konkurrenz der Mikroorganismen effizienter, womit sich *Trichoderma* nicht so einfach etablieren kann (Chung and Hoitink 1990). Diese Ergebnisse stehen in Widerspruch zu den Befunden von Nelson *et al.* (1983). Nach diesen Autoren kann sich *Trichoderma* sp. in reifem Kompost gut entwickeln, nicht jedoch in einem jungen Kompost oder in Torf. Es ist auch nicht jedes Substrat für die Entwicklung des Antagonisten geeignet.

Andere Autoren waren mit dem Zusetzen anderer Antagonisten erfolgreich. Durch Beimpfen mit dem Antagonist *Bacillus subtilis* N4 (10^8 Kbe/g frisches Material) wurde aus Gras ein Kompost produziert, der die *Rhizoctonia*-Krankheit von Rasen eindämmte (Nakasaki *et al.* 1998). Kwok *et al.* (1987) haben durch das Zusetzen von antagonistischen Bakterien in eine Substratmischung zu Rettichpflanzen einen Schutz vor *Rhizoctonia solani* erzielt. Dieselben Bakterien konnten sich auch besser in sterilisiertem Rindenkompost als in suppressivem Rindenkompost etablieren, womit die Beobachtungen von (Chung and Hoitink 1990) bestätigt wurden. Auch die gezielte Zugabe des pilzlichen Antagonisten *Verticillium biguttatum*, ein Mycoparasit von *Rhizoctonia solani*, in Kompost konnte (Postma *et al.* 2000) den Schutz von Zuckerrüben gegen die von diesem Erreger verursachte Umfallkrankheit signifikant erhöhen.

Einen anderen Weg, die suppressive Wirkung von Komposten zu erhöhen, haben Roy *et al.* (1997) gewählt. Dank einer zweistufigen Kompostiertechnik von Krabben-Abfällen haben sie den Anteil an suppressiven Chitinderivaten im Kompost stark erhöht. Sie versprechen sich dadurch die Produktion eines Kompostes, der wesentlich effizientere Suppressivitätseigenschaften aufweist.

Eine andere interessante Methode die Suppressivitätseigenschaften von Komposten zu erhöhen, besteht darin, ligninhaltige Materialien während der Reifungsphase den Komposten zuzugeben. Damit werden die ligninabbauenden Pilze wie *Trichoderma* spp. gefördert (Fuchs, Daten nicht publiziert). Besondere Beachtung muss den Materialien geschenkt werden, die man beimischt: Diese müssen frei von Krankheitserregern und Unkrautsamen sein.

Bei der Entwicklung solcher Techniken und Verfahren muss man jedoch vorsichtig sein, denn je nach Zusatzstoff besteht auch die Möglichkeit, die positiven Eigenschaften eines Kompostes negativ zu beeinflussen. Gewisse Nährstoffe, im speziellen Ammonium und hohe Salzgehalte, können zudem die Suppressivitätseigenschaften von Komposten unterdrücken (Chung *et al.* 1988).

6.3.4 Langfristige Wirkungen / praktische Anwendung

Heute existieren genügend fundierte Arbeiten, die bestätigen, dass die positiven Wirkungen von Komposten auf die Pflanzengesundheit nicht allein Laborerscheinungen sind, sondern mehr und mehr in der Praxis an Bedeutung gewinnen. Dank dem Einsatz von gut gereiften Grüngutkompost im Himbeeranbau (je 20 l pro Laufmeter im Frühjahr und im Herbst) konnte zum Beispiel das Himbeerwurzelsterben (*Phytophthora fragariae* var. *rubi*) effizient bekämpft werden (Neuweiler and Heller 1998).

Die Wirkung in Feld ist jedoch nicht immer so spezifisch wie bei den Himbeeren, sondern fördert generell Wachstum und Gesundheit der Pflanzen. Gaben von Champignonmistkompost in Kartoffelfelder führten zu einem erhöhten vegetativen Wachstum und Sprossgewicht. Die Auswirkung auf die Knollenernte war weniger stark ausgeprägt (Gent *et al.* 1998). Auch sehr hohe Kompostgaben im Feld (64 t TS Champignonmistkompost pro ha + 57 t TS Schafmistkompost pro ha) wirkten sich während mehrerer Jahren positiv auf die Ernte der danach angebauten Kulturen aus, ohne dass irgendwelche negative Effekte an diesen Pflanzen beobachtet werden konnten (Steffen *et al.* 1994). In einem weiteren Feldversuch beobachtete man, dass die Applikation von Müllkompost (eingearbeitet oder als Mulch) das Wachstum von *Citrus* in mit *Phytophthora nicotiana* infizierten Böden verbesserte. Die Wirkung scheint jedoch nicht auf Krankheitsunterdrückung zu beruhen, sondern auf Nährstoffeffizienz und möglicherweise auch auf der Verbesserung der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden, u.a. der Bodenporosität (Widmer *et al.* 1998).

Auch Felder, die unter Bodenmüdigkeit leiden, können dank Kompostgaben wieder in Schwung gebracht werden. So haben Kompost oder Wurmhumus das Wachstum von frisch gepflanzten Jungbäumen in alten Apfelanlagen signifikant erhöht (Gur *et al.* 1996). Ähnliche Ergebnisse erzielte man im Gemüse- und Ackerbau: Langjährige Anwendung von Grüngutkompost in Feld reduziert die Bodenrezeptivität für *Pythium ultimum* und *Rhizoctonia solani*. Die Wirkung des Kompostes ist umso höher, je intensiver das Feld kultiviert wird (Compost-Diffusion and Sol-Conseils 1999; Fuchs 1995; Fuchs 2002).

Auch im Feld unterscheidet sich die Wirkung von Komposten von anderen organischen Materialien. Im Gegensatz zum Strohmulch konnten die Symptome verursacht durch *Verticillium dahliae* und *Pratylenchus penetrans* auf Kartoffeln mit Kompostgaben reduziert werden. Die Menge vermarktbarer Knollen konnte durch Champignonmistkompost signifikant erhöht werden (LaMondia *et al.* 1999).

Wichtig ist es zu beachten, dass die Ergebnisse von Topfversuchen in sterilem Sand nicht notwendigerweise mit Feldebefunden korrelieren, sowohl im positiven wie im negativen Sinn. Im Gewächshaus schützte Pappelrindenkompost Nelkenpflanzen vor *Fusarium oxysporum* f.sp. *dianthi* in einem natürlichen infizierten Boden. In Feld zeigte derselbe Kompost im gleichen Boden keine schützende Wirkung. Möglicherweise spielten dabei die Wachstumbedingungen (Temperatur, Luftfeuchtigkeit, Bodenwassergehalt etc.) eine entscheidende Rolle (Pera and Filippi 1987). Andererseits erwies sich der Truthahnmistkompost, der im Topfversuch nicht suppressiv war, im Feld als sehr effizient. Möglicherweise war der hohe Ammoniumgehalt in diesem Kompost toxisch für Mikroorganismen und für die Pflanzen im Topfversuch. Im Feld wird das Ammonium schnell nitrifiziert oder verflüchtigt sich. Ammoniumtoxizität kann damit kaum in Erscheinung treten. Die positive Wirkung dieses Komposts im Feld beruht möglicherweise auf verschiedenen Faktoren: durch die Stickstoffdüngung der Pflanzen, die Stimulation der mikrobiologischen Aktivität der Bodenmikroorganismen und/oder durch die Aktivität der Kompostmikroorganismen selbst (Craft and Nelson 1996).

In der Praxis können Komposte eine Alternative zu Methylbromidbehandlungen darstellen. Um hier erfolgreich zu sein, muss allerdings der Qualität der Komposte besondere Beachtung geschenkt werden. Als wichtige Parameter gelten der Stickstoffhaushalt, Reife und Stabilität der Komposte und der Applikationszeitpunkt (Ceuster *et al.* 1999).

In der Schweiz wird Kompost erfolgreich nach der Bodendämpfung eingesetzt, um den Boden neu zu beleben und die Effizienz der Behandlung zu erhöhen und längerfristig zu sichern (Fuchs 2002).

Tabelle 6.3: Beispiele von Pflanzenkrankheiten, deren Auftreten durch den Einsatz von Komposten reduziert wurde

Pflanze	Krankheitserreger	Literaturangabe
Agrostis	<i>Pythium</i> sp.	Nelson and Boehm 2002
Agrostis	<i>Pythium graminicola</i>	Craft and Nelson 1996
Baumwolle	<i>Fusarium oxysporum</i> f. sp. <i>vasinfectum</i>	Cohen <i>et al.</i> 1998
Baumwolle	<i>Rhizoctonia solani</i>	Cohen <i>et al.</i> 1998; Lumsden <i>et al.</i> 1983
Bohnen	<i>Rhizoctonia solani</i>	Lumsden <i>et al.</i> 1983
Chinakohl	<i>Plasmodiophora brassicae</i>	Tilston <i>et al.</i> 2002
Citrus	<i>Phytophthora nicotiana</i>	Widmer <i>et al.</i> 1998
Erbsen	<i>Aphanomyces euteiches</i>	Lumsden <i>et al.</i> 1983; Walter <i>et al.</i> 1995
Erbsen	<i>Phoma medicaginis</i>	Tilston <i>et al.</i> 2002
Erbsen	<i>Pythium ultimum</i>	Bruns <i>et al.</i> 1996
Gurken	<i>Fusarium oxysporum</i> f. sp. <i>melonis</i>	Lumsden <i>et al.</i> 1983
Gurken	<i>Pythium</i> sp.	Theodore and Toribio 1995
Gurken	<i>Pythium aphanidermatum</i>	Hadar and Mandelbaum 1986; Mandelbaum <i>et al.</i> 1988
Gurken	<i>Pythium ultimum</i>	Ben and Nelson 1999; Fuchs 1995; Fuchs 2002; Ringer <i>et al.</i> 1997
Gurken	<i>Rhizoctonia solani</i>	Ringer <i>et al.</i> 1997
Himbeere	<i>Phytophthora fragariae</i> f. sp. <i>rubi</i>	Brunner and Seemuller 1993; Neuweiler and Heller 1998
Impatiens	<i>Rhizoctonia solani</i>	Diab <i>et al.</i> 2003
Kartoffeln	<i>Verticillium dahliae</i>	Gent <i>et al.</i> 1999; LaMondia <i>et al.</i> 1999
Kohl	<i>Plasmodiophora brassicae</i>	Ryckeboer and Coosemans 1996
Kresse	<i>Pythium ultimum</i>	Erhart <i>et al.</i> 1999; Fuchs 2002
Lein	<i>Fusarium oxysporum</i> f.sp. <i>lini</i>	Serra <i>et al.</i> 1996
Lupinen	<i>Phytophthora cinnanomi</i>	Hoitink <i>et al.</i> 1977; Tuitert <i>et al.</i> 1996
Mascarene grass	<i>Rhizoctonia large-patch disease</i>	Nakasaka <i>et al.</i> 1998; Nakasaka <i>et al.</i> 1996
Nelken	<i>Fusarium oxysporum</i> f.sp. <i>dianthi</i>	Pera and Filippi 1987
Paprika	<i>Phytophthora capsici</i>	Lumsden <i>et al.</i> 1983
Radies	<i>Pythium ultimum</i>	Ringer <i>et al.</i> 1997
Radies	<i>Rhizoctonia solani</i>	Lumsden <i>et al.</i> 1983; Nelson and Hoitink 1983; Ringer <i>et al.</i> 1997; Voland and Epstein 1994
Rasen	<i>Sclerotinia homeocarpa</i> ("Dollar Spot")	Block 1997
Salat	<i>Rhizoctonia solani</i>	Fuchs 1995; Fuchs 2002
Salat	<i>Sclerotinia minor</i>	Lumsden <i>et al.</i> 1983
Tomaten	<i>Fusarium oxysporum</i> f.sp. <i>lycopersici</i>	Cotxarrera <i>et al.</i> 2002; Harender <i>et al.</i> 1997
Tomaten	<i>Phytophthora parasitica</i>	Bruns <i>et al.</i> 1996
Tomaten	<i>Pyrenochaeta lycopersici</i>	D'Amore <i>et al.</i> 1998
versch.	<i>Phytophthora</i> sp.	Hardy and Sivasithamparam 1991
Weizen	<i>Fusarium culmorum</i>	Tilston <i>et al.</i> 2002
Weizen	<i>Gaeumannomyces graminis</i>	Tilston <i>et al.</i> 2002

Pflanze	Krankheitserreger	Literaturangabe
Weizen	<i>Pseudocercospora herpatrichoides</i>	Tilston <i>et al.</i> 2002
Weizen	<i>Rhizoctonia solani</i>	Tilston <i>et al.</i> 2002
Zitrus	<i>Phytophthora nicotiana</i>	Widmer <i>et al.</i> 1998
Zuckerrohr	<i>Pythium arrhenomanes</i>	Dissanayake and Hoy 1999

6.4 Kompost und induzierte Resistenz

Komposte beeinflussen nicht nur die Gesundheit der Pflanzen hinsichtlich bodenbürtiger Krankheitserreger. Sie können auch den allgemeinen Gesundheitsstatus der Pflanzen erhöhen. *Arabidopsis*-Pflanzen, die in Kompost wachsen, werden deutlich weniger von *Pseudomonas syringae* befallen als Pflanzen, die in Torf gezogen werden (Zhang *et al.* 1997). Komposte im Boden können bei Pflanzen Resistenz gegen Krankheitserreger induzieren. Bei Gerstenpflanzen wurde eine Wirkung gegen *Erysiphe graminis* (Fuchs 2002) und bei Gurken gegen Anthraknose (Hoitink, Zhang *et al.* 1997; Zhang *et al.* 1998) gefunden. In Versuchen mit geteilten Wurzeln, wo nur die eine Hälfte mit Kompost in Berührung kam, induzierten Komposte Resistenz in Gurkenpflanzen gegen *Pythium ultimum* (Hoitink, Zhang *et al.* 1997). Diese Wirkungen gehen nach der Sterilisation der Komposte verloren (Hoitink, Zhang *et al.* 1997; Zhang *et al.* 1998).

Nicht nur Komposte sondern auch Kompostextrakte können Resistenz in den Pflanzen induzieren (Hoitink, Zhang *et al.* 1997; Zhang *et al.* 1998; Zhang *et al.* 1997). In diesem Fall erwiesen sich die Induktionsmechanismen als hitzeresistent (Zhang *et al.* 1998).

Verschiedene Kompostextrakte sowie Kompostgaben im Boden können Gerstenpflanzen vor *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei* schützen. Ein additiver Effekt konnte bei einer kombinierten Applikation der beide Methoden beobachtet werden (Budde and Weltzien 1988).

Die vom Kompost induzierte Resistenz scheint mehr auf die Stärke der Pflanzenabwehrreaktion gegen Pathogeninfektionen zu wirken als auf einer Aktivierung von Antagonisten zu beruhen (Zhang *et al.* 1997).

6.5 Kompostextrakte und Blattkrankheiten

6.5.1 Allgemeines

Wie schon vorher angedeutet, können auch Kompostextrakte in Wasser, wie übliche Fungizide direkt auf die Blätter gesprayt werden, um Pflanzen vor Krankheiten schützen. Zahlreiche Arbeiten berichten von solchen Wirkungen (Tabelle 6.4). Eine aktuelle Darstellung der Literatur über diese Technik haben kürzlich (Scheuerell and Mahaffee 2002) publiziert. Prinzipiell wird zwischen Extrakten, die unter Luftzufuhr gewonnen werden (oft Komposttee genannt) und solchen, die ohne Luftzufuhr gewonnen werden (Scheuerell and Mahaffee 2002). Diesbezüglich gibt es eine gewisse Verwirrung in der Literatur, da gewisse Autoren nicht konsequent den Term „Komposttee“ für die aerob gewonnenen Extrakte (Scheuerell and Mahaffee 2002) verwenden. Bezüglich der unterschiedlichen Wirkung von aerob und anaerob gewonnenen Extrakten gehen die Meinungen auseinander. Nach Ingham (1999) ist eine genügende Sauerstoffversorgung des Extraktes nötig, um toxische Metaboliten zu vermeiden. Für Brinton *et al.* (1996) ist eine Belüftung des Extraktes nicht nötig, und Cronin *et al.* (1996) beobachteten, dass belüftete Extrakte weniger effizient waren als belüftete.

Nach Brinton *et al.* (1996) soll die Applikation der Extrakte präventiv durchgeführt werden. Sie empfehlen die Zugabe von Netzmitteln. Diese dürfen keine antimikrobielle Wirkung haben. Nach ihren Ergebnissen können Kompostextrakte nicht gelagert werden und sollten innerhalb einiger Tage angewendet werden. Der Schutz der Blätter durch Kompostextrakte geht verloren, wenn sie vor der Besiedlung der Erreger ausgewaschen werden (Ketterer *et al.* 1992). Die Wirkung der Extrakte ist kurzfristig effizient, im Gegensatz zu den Komposten, die eine langsame Wirkung haben, jedoch viel länger wirksam sind. Eine kombinierte Anwendung von Kompost und Kompostextrakte ist somit sinnvoll (Brinton *et al.* 1996).

Wie schon in den vorherigen Kapitel erwähnt wurde, können Kompostextrakte in den Pflanzen ebenfalls Resistenz induzieren (Zhang *et al.* 1998).

6.5.2 Wahl der Komposte

Oft wurde berichtet, dass Extrakte aus Mistkomposten besonders effizient sind (Weltzien 1992). Nach (Ketterer *et al.* 1992) schützen solche Extrakte Weinrebenblätter besser gegen *Botrytis cinerea* als Tresterkompostextrakt. Der gleiche Effekt wurde beim Testsystem Buschbohnen-*Erysiphe polygoni* und Tomaten-*Phytophthora infestans* beobachtet (Ketterer and Schwager 1992). Extrakte von Grüngutkompost erwiesen sich deutlich weniger effizient als Extrakte aus Kuh- und Hühnermistkompost (Nelson and Boehm 2002).

Die Frage nach effizienteren Komposten zur Extraktgewinnung ist noch nicht eingehend geklärt und es liegen widersprüchliche Ergebnisse vor. Nach Elad and Shtienberg (1994) scheinen Traubentresterkompostextrakte effizienter zu sein als Extrakte von Schafmistkompost und Schafmist-Hühnermist, da die letzteren ihren Schutzeffekt von Peperoni gegen *Botrytis sp.* verlieren, falls man diese Extrakte 5 oder 25 mal verdünnt, jedoch nicht die Extrakte aus Traubentresterkomposte.

Neben der Zusammensetzung der Kompostausgangsmaterialien spielt auch das Reifestadium des Kompostes eine Rolle für die Effizienz des Extraktes. Lang gelagerte Komposte, die physiologisch stabilisiert sind, erwiesen sich als weniger effizient als jüngere (Yohalem *et al.* 1994; Yohalem *et al.* 1996).

6.5.3 Einfluss der Extraktionsdauer

Die Dauer der Extraktion beeinflusst die Wirksamkeit des Extraktes. Bei Champignonmist steigt die Effizienz des Extraktes mit der Extraktionsdauer und erreicht ein Maximum nach 5 bis 9 Tagen (Yohalem *et al.* 1994). Cronin *et al.* (1996) beobachteten, dass die Keimhemmung von *Venturia*-Konidien im Wasserextrakt von Champignonmist bis zu einer Extraktionsdauer von 5-7 Tagen ansteigt, danach verharrt sie auf diesem Niveau. Nach Elad and Shtienberg (1994) beträgt die minimale Extraktionszeit, um einen effizienten Schutz der Rebe gegen *Botrytis cinerea* zu erreichen, mindestens 10 Tage, und dies sowohl für Extrakte aus Mistkomposten wie aus Tresterkomposten. Ketterer *et al.* (1992) erreichten in ihren Versuchen die maximale Wirkung nach acht Tagen Extraktion, womit sie in etwa der gleichen Größenordnung liegen.

Verhältnismässig wenig Autoren fanden keine Wirksamkeitsunterschiede in Abhängigkeit der Extraktionsdauer (Achim and Schlosser 1991; Tsrer and Bieche 1998). Diese Autoren beschränkten sich jedoch auf eine minimale Extraktionsdauer von sieben Tagen. Möglicherweise haben die Extrakte nach dieser Zeit schon ihr Maximum erreicht.

In diesem Zusammenhang sind die Arbeiten von McQuilken *et al.* (1994) interessant. Sie konnten nachweisen, dass die Hemmung der Sporenkeimung und des Myzelwachstums von *Botrytis cinerea*

unabhängig von der Extraktionszeit ist. Die Wirkung *in vivo* der Extrakte war bei einer Extraktionsdauer von drei bis acht Tage am höchsten. Bei längerer Extraktionsdauer verloren die Extrakte ihre Fähigkeit Pflanzen zu schützen (McQuilken *et al.* 1994).

Eine Reduktion des Schutzpotentials von Extrakten bei längerer Extraktionsdauer wurde ebenfalls von Nelson and Boehm (2002) beobachtet. Sie testeten die Wirkung von Kompostextrakten zur Unterdrückung der durch *Pythium graminicola* verursachten Wurzelfäule in Rasen. Die maximale Krankheitsunterdrückung des Extraktes war nach einer Extraktionszeit von vier Tagen erreicht, und nach vierzehn Tagen Extraktionsdauer war die Suppressivität verloren. Man fand auch, dass die Wassertemperatur während der Extraktion das Ergebnis beeinflusst: Liegt sie über 20°C, verminderte sich die Effizienz des Extraktes (Nelson and Boehm 2002).

6.5.4 Hitzeempfindlichkeit der Extrakte

Die meisten Berichte erwähnen, dass Komposte durch Hitzebehandlung die Suppressivität verlieren. Im Gegensatz dazu beobachteten zahlreiche Autoren, dass die Aktivität der Kompostextrakte auch nach Hitzebehandlung bestehen bleibt, selbst nachdem die Lösung durch eine 0,2 µm Membran gepresst worden ist (Achimu and Schlosser 1991; Cronin *et al.* 1996; Elad and Shtienberg 1994; Zhang *et al.* 1997). Nach Cronin *et al.* (1996) sieht es danach aus, dass der Hauptschutzmechanismus der Champignonmistextrakte auf kleineren hitzestabilen Molekülen beruht, die nicht proteinischer Natur sind und durch anaerobe Mikroorganismen produziert werden.

Diesbezüglich ist die Situation nicht eindeutig. Es gibt auch Beobachtungen, wonach die Wirkung von Kompostextrakten nach deren Sterilisierung verloren geht. Die Autoren gehen davon aus, dass der Schutzmechanismus mikrobiologischer Natur ist (McQuilken *et al.* 1994; Tränkner 1991; Weltzien 1992).

Diese widersprüchlichen Angaben deuten darauf hin, dass möglicherweise verschiedene Prinzipien bei Kompostextrakten für den Schutz der Pflanzen vor Pflanzenkrankheiten ineinander spielen. Es ist denkbar und wahrscheinlich, dass während der Extraktion die von Mikroorganismen ausgeschiedenen sekundären Metaboliten für den Schutz der Pflanzen verantwortlich sind. Je nachdem, in welchem physiologischen Stadium der Extrakt angewendet wird, könnte eine Abtötung der Mikroorganismen diesen Vorgang stören. Um diese Fragen zu klären, sind weitere Forschungen erforderlich.

6.5.5 Mikrobiologische Effekte der Extrakte

Die Auswirkungen von Kompostextrakten auf das mikrobiologische Gleichgewicht der Phyllosphäre wird mehrmals beschrieben. Es wurden auch deutliche Korrelationen zwischen der mikrobiellen Aktivität in der Phyllosphäre und der Unterdrückung des Krankheitsbefalls aufgezeigt (Ketterer and Schwager 1992). Nach Brinton *et al.* (1996) beeinflussen Kompostextrakte die Pflanzenoberfläche durch ihre Bakterienpopulation. Die Schutzwirkung beruht auf der Hemmung der Sporenkeimung, auf Antagonismen und Konkurrenz mit den Krankheitserregern, sowie auf Induktion von Resistenzreaktionen bei den Wirtspflanzen.

Yohalem *et al.* (1996) stellten eine um mindestens zehnmals höhere Bakterienpopulation auf mit Kompostextrakten behandelten Blättern fest, während die Pilzpopulation unverändert blieb. Sie konnten jedoch nicht aufzeigen, ob diese Zunahme der Bakterien auf Nährstoffeintrag oder auf Bakterieneintrag zurückgeführt werden kann.

Die Tatsache, dass die Sterilisierung gewisser Kompostextrakte keine Wirkungseinbuße zur Folge hat, spricht für die These des Nährstoffeintrages. Andererseits gelang es Ketterer *et al.* (1992) Mikro-

organismen aus den Kompostextrakten zu isolieren. Acht Isolate davon (vier *Pseudomonas* sp., drei *Enterobacteriaceas* und ein *Bacillus* sp.) waren hoch wirksam *in vivo* gegen *Botrytis cinerea* auf Rebenblättern. Auch Weltzien (1992) fand in Rossmistkompostextrakten zahlreiche Antagonisten, die, einmal isoliert, ebenfalls allein eine Schutzwirkung der Pflanzen bewirken.

6.5.6 Einflüsse auf die Krankheitserreger

Wenige Arbeiten, wie die von Ketterer (1990) und Weltzien *et al.* (1987) haben mit Extrakten aus Mistkomposten eine direkte Hemmung parasitischer Pilze beobachten können. Deshalb betrachten sie die induzierte Resistenz als den wahrscheinlichsten Schutzmechanismus bei den höheren Pflanzen. Zahlreiche Arbeiten hingegen haben eine Hemmung der Sporangien oder der Konidienkeimung aber auch des Mycelwachstums bei verschiedenen Pilzen beobachtet: bei *Plasmopara viticola* (Achim and Schlosser 1991), bei *Venturia inaequalis* (Cronin *et al.* 1996; Yohalem *et al.* 1994; Yohalem *et al.* 1996), bei *Botrytis cinerea* (McQuilken *et al.* 1994; Weltzien 1992), bei *Cochiobolus carborum* (Yohalem *et al.* 1994), sowie bei *Sphaeropsis sapinae* (Yohalem *et al.* 1994).

6.5.7 Feldergebnisse

Unter kontrollierten Bedingungen konnten Yohalem *et al.* (1994) mit Kompostextrakt Apfelpflanzen effizient gegen Apfelschorf (*Venturia inaequalis*) schützen. Im Feld erwies sich dieser Schutz als ungenügend, möglicherweise aufgrund des sehr hohen Krankheitsdrucks bei der herrschenden feuchten Witterung. In anderen Versuchen gelang es (Yohalem *et al.* 1996), durch wöchentliche Behandlungen von Apfelbäumen im Freiland mit Kompostextrakten, den Schorfbefall auf den Blättern signifikant zu reduzieren, nicht jedoch auf den Früchten.

Erfolgreiche Anwendungen von Kompostextrakten im Freiland wurden bei Reben beschrieben. Ketterer (1990) sowie Ketterer und Weltzien (1987) erreichten eine gute Kontrolle mit fünf Kompostextraktbehandlungen von Rotbrenner (*Pseudopeziza tracheiphila*) (Weltzien 1992) des falschen und echten Mehltaus (*Plasmopara viticola* und *Uncinula necator*). Der letztere der erwähnten Autoren berichtet zudem von einem effizienten Schutz von Kartoffeln vor *Phytophthora infestans* im Freiland, v.a. dann, wenn die Kompostextrakte mit antagonistischen Mikroorganismen angereichert worden sind. Des weitern gibt es auch einen Bericht über einen erfolgreichen Einsatz in Erdbeeren gegen *Botrytis cinerea* (Weltzien 1992).

Aus dem Gemüsebau sind ebenfalls erfolgreiche Anwendungen von Kompostextrakten bekannt. Mit einer wöchentlichen Anwendung von Schafmistkompostextrakt wurde nicht nur der Befall von Tomaten durch *Alternaria solani* reduziert, sondern auch der Ernteertrag erhöht (Tsrör and Bieche 1998). Eine signifikante Reduktion von *Botrytis*-Befall und echtem Mehltau bei Tomate (Erreger: *Leveillula taurica*) wurde im kommerziellen Gewächshausanbau mit Schafmistkompostextrakten erzielt (Elad and Shtienberg 1994). Mit ebenfalls wöchentlichen Behandlungen von Salaten mit Kompostextrakten konnte im Gewächshaus zwar die *Botrytis*-Krankheitsinzidenz nicht reduziert werden, die Intensität der Krankheit hingegen schon. Dies führte zu einer signifikant höheren Anzahl vermarktbarer Salate (McQuilken *et al.* 1994).

In Feldversuchen nahm man eine Weizensaatgutbeizung mit Magermilchpulver, Weizenmehl und Algenpulver vor, und reduzierte damit den Befall des Weizensteinbrandes (*Tilletia caries*) stark. Die Anwendung von Kompostextrakt als Haftmittel erhöhte zudem die Wirkung der getesteten Präparate (Becker and Weltzien 1993).

Tabelle 6.4: Beispiele von Pflanzenkrankheiten, welche durch den Einsatz von Kompostextrakten und Komposttee reduziert werden.

Pflanze	Krankheitserreger	Literaturangabe
Reben	<i>Plasmopara viticola</i>	Achimu and Schlosser 1991; Ketterer 1990; Ketterer and Weltzien 1987; Weltzien 1992; Weltzien <i>et al.</i> 1987
Kartoffeln	<i>Phytophthora infestans</i>	Ketterer 1990; Weltzien 1992; Weltzien <i>et al.</i> 1987
Tomaten	<i>Phytophthora infestans</i>	Ketterer 1990; Ketterer and Schwager 1992; Tsrar and Bieche 1998; Weltzien <i>et al.</i> 1987
Zuckerrüben	<i>Erysiphe betae</i>	Weltzien <i>et al.</i> 1987
Ackerbohne	<i>Botrytis fabae</i>	Weltzien <i>et al.</i> 1987
Apfel	<i>Venturia inaequalis</i>	Yohalem <i>et al.</i> 1994; Yohalem <i>et al.</i> 1996
Tanne	<i>Sphaeropsis sapinae</i>	Yohalem <i>et al.</i> 1994
Mais	<i>Cochiobolus carborum</i>	Yohalem <i>et al.</i> 1994
Agrostis	<i>Pythium sp.</i>	Nelson and Boehm 2002
Salat	<i>Botrytis cinerea</i>	McQuilken <i>et al.</i> 1994
Reben	<i>Botrytis cinerea</i>	Ketterer <i>et al.</i> 1992
Reben	<i>Uncinula necator</i>	Ketterer 1990; Ketterer and Weltzien 1987; Weltzien 1992
Reben	<i>Pseudopeziza tracheiphila</i>	Ketterer 1990; Ketterer and Weltzien 1987
Buschbohnen	<i>Erysiphe polygoni</i>	Ketterer and Schwager 1992
Tomate	<i>Botrytis cinerea</i>	Elad and Shtienberg 1994
Peperoni	<i>Botrytis cinerea</i>	Elad and Shtienberg 1994
Reben	<i>Botrytis cinerea</i>	Elad and Shtienberg 1994
Tomate	<i>Leveillula taurica</i>	Elad and Shtienberg 1994
Gerste	<i>Erysiphe graminis</i>	Budde and Weltzien 1988
Weizen	<i>Tilletia caries</i>	Becker and Weltzien 1993
Erbsen	<i>Pythium ultimum</i>	Tränkner 1991

6.5.8 Wirkungserhöhung

Die Zugabe von Nährstoffen in die Extrakte verbesserte deren Wirkung nicht (Elad and Shtienberg 1994). Hingegen steigerten Zugaben von 0,5 % Kasein die Effizienz von Kompostextrakten, obwohl Kasein allein keine krankheitshemmende Wirkung aufweist (Ketterer and Schwager 1992; Ketterer *et al.* 1992). Ein ähnlicher Effekt wurde mit Kiefernadelöl (0,05 %) erzielt (Ketterer *et al.* 1992).

Die Anreicherung der Extrakte mit Kulturen von antagonistischen Mikroorganismenisolaten erlaubte Ketterer (1990) den Schutzeffekt von Tomaten gegen *Phytophthora infestans* mit Kompostextrakten zu erhöhen.

Kompostgaben auf die Böden und Behandlung der Gerstenblätter mit Kompostextrakten ergibt einen weitgehenden Schutz der Gerstpflanze vor *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei*. Mit einer kombinierten Applikation beider Methoden beobachtete man einen additiven Effekt (Budde and Weltzien 1988).

6.6 Schlussfolgerungen

Komposte und Kompostextrakte besitzen ein hohes Potential, Pflanzen vor verschiedenen Schaderregern zu schützen. Wie wir gesehen haben, beschränken sich diese Befunde nicht nur auf „Laborerscheinungen“. Solche positive Auswirkungen von Komposten auf die Pflanzengesundheit konnten auch unter Praxisbedingungen erzielt werden. Dabei zeigte sich, dass die Effizienz der verschiedenen Komposte und Kompostextrakte sehr unterschiedlich sein kann. Die verantwortlichen Schutzmechanismen sind nur ansatzmässig bekannt, und die Auswirkungen der Kompostqualität auf deren Krankheitsunterdrückungspotential sind noch ungenügend verstanden. Um den Einsatz von Komposten und Kompostextrakten gegen Pflanzenkrankheiten zu einem allgemein praxistauglichen Verfahren zu entwickeln, sind unbestrittenermassen mehr Forschungsarbeiten erforderlich, um einerseits die Kompostproduktion und deren Anwendung zu optimieren. Andererseits sind die erwünschten Wirkungen dieser Produkte zuverlässig und konstant bei hohen gleich bleibenden Qualitätsstandards zu sichern.

6.7 Forschungsbedarf

Es hat sich gezeigt, dass bei entsprechender Führung der Kompostvorgänge die Endprodukte zur allgemeinen Bodenverbesserung im Sinne einer Profilaxe gegen bodenbürtige Krankheitserregern eingesetzt werden können. Im Weiteren weist die Technik von Kompostextrakten auf potentiell neue Möglichkeiten hin, Pilzkrankheiten der Phyllosphäre zu kontrollieren. Eine gezielte und systematische Erforschung der Faktoren und Bedingungen, die Suppressivität auslösen und nachhaltig beeinflussen, wird dringend empfohlen.

Die grössten Wissenslücken betreffen einerseits die Wirkungsmechanismen der Schutzeffekte und andererseits den Einfluss der verschiedenen Kompostqualitäten auf das Potential der Komposte, Pflanzen vor Krankheiten zu schützen. Verschiedene Beispiele sind vorhanden, jedoch sind in der Mehrheit der Arbeiten die eingesetzten Komposte kaum bis unbefriedigend beschrieben worden. Aus diesem Grund weiss man zwar, dass Komposte ein grosses Pflanzenschutzpotential besitzen können, beherrscht jedoch in der Praxis dieses Potential noch ungenügend. Mehr Kenntnisse diesbezüglich sind nötig, einerseits um die bestehenden Möglichkeiten durch geeignete Kompostauswahl besser ausnützen zu können, und andererseits um die Aktivität der Komposte und deren Extrakte durch gezielte Lenkung ihrer Herstellung zu optimieren.

6.8 Literatur

- Achimu, P., and E. Schlosser. 1991. Control of *Plasmopara viticola* with compost filtrates. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 56:171-178.
- Asjes, C. J., Barnhoorn G. J. Blom, G. Littlejohn, R. Venter, and C. Lombard. 2000. Control of spread of augusta disease caused by tobacco necrosis virus in tulip by composting residual waste of small bulbs, tunics, roots and soil debris. *Proceedings of the Eighth International Symposium on Flowerbulbs, Cape Town, South Africa* (570):283-286.
- Becker, J., and H. C. Weltzien. 1993. Control of common bunt of wheat (*Tilletia caries* (D.C.) Tul & C. Tul.) with organic nutrients. OT: Bekämpfung des Weizensteinbrandes (*Tilletia caries* (D.C.) Tul.

- & C. Tul.) mit organischen Nährstoffen. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 100 (1):49-57.
- Ben, Yephet Y., and E. B. Nelson. 1999. Differential suppression of damping-off caused by *Pythium aphanidermatum*, *P. irregulare*, and *P. myriotylum* in composts at different temperatures. *Plant Disease* 83 (4):356-360.
- Berner, A., and M. Bieri. 1991. Bericht über den heutigen Stand zur Beurteilung der Qualität von Komposten.
- Block, D. 1997. Disease suppression on the links. *BioCycle* 38 (10):62-65.
- Boehm, M.J., L.V. Madden, and H.A.J. Hoitink. 1993. Effect of organic matter decomposition level on bacterial species diversity and composition in relationship to *Pythium* damping-off severity. *Applied and environmental microbiology* 59:4147-4179.
- Bollen, G. J. 1993. Factors involved in inactivation of plant pathogens during composting of crop residues. In *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects.*, edited by H. M. Keener. Worthington, Ohio: Renaissance publications.
- Bollen, G. J., D. Volker, and A.P. Wijnen. 1989. Inactivation of soil-borne plant pathogens during small-scale composting of crop residues. *Netherlands journal of plant pathology*. 95 (Suppl. 1):19-30.
- Breitenbach, V. E., H. I. Nirenberg, K. D. Hentschel, G. Deml, and H. Bochow. 1998. Assessment of the phytosanitary quality of organic household waste composted in various commercial processes using the fungal community spectrum. OT: Phytosanitare Qualitätsbeurteilung von gewerblich hergestellten Komposten anhand ihres Pilzspektrums. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 50 (5):111-117.
- Brinton, W. F., A. Trankner, and M. Droffner. 1996. Investigations into liquid compost extracts. *BioCycle* 37 (11):68-70.
- Brito, L. M., P. Hadley, M. A. C. Fragoso, and M. L. van Beusichem. 1992. Effects of composted municipal waste and a paper mill waste composted with bark on the growth of vegetable crops. *Optimization of plant nutrition: refereed papers from the Eighth International Colloquium for the Optimization of Plant Nutrition* 31 (8):101-105.
- Brunner, Keinath S., and E. Seemüller. 1993. Infection studies with *Phytophthora* species in raspberry and investigations on the effect of composts and preceding crops on infection by *P. fragariae* var. *rubi*. OT: Infektionsversuche mit *Phytophthora*-Arten an Himbeere und Untersuchungen zum Einfluss von Komposten und Vorfruchten auf den Befall durch *P. fragariae* var. *rubi*. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 45 (1):1-6.
- Bruns, C., S. Ahlers, A. Gattinger, C. Schuler, H. Vogtmann, G. Wolf, M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi. 1996. The suppressive effects of composted separately collected organic waste and yard waste compost on two important soilborne plant pathogens. *The science of composting: part 2*:1094-1095.
- Budde, K., and H. C. Weltzien. 1988. Phytosanitary effects of compost extracts and substrates in the host-pathogen system barley-powdery mildew (*Erysiphe graminis* DC f.sp. *hordei* Marchal). OT: Phytosanitare Wirkungen von Kompostextrakten und -substraten im Wirt-Erreger-System Gerste-Echter Mehltau (*Erysiphe graminis* DC f.sp. *hordei* Marchal). *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 53:363-371.

- Ceuster, T. J. J. de, H. A. J. Hoitink, and Ceuster T. J. J. de. 1999. Prospects for composts and biocontrol agents as substitutes for methyl bromide in biological control of plant diseases. *Compost Science and Utilization* 7 (3):6-15.
- . 1999. Using compost to control plant diseases. *BioCycle* 40 (6):61-64.
- Chef, D.G., H. A. J. Hoitink, and L.V. Madden. 1983. Effects of organic components in container media on suppression of fusarium wilt of chrysanthemum and flax. *Phytopathology* 73:279-281.
- Chen, W., H. A. J. Hoitink, and A. F. Schmitthenner. 1987. Factors affecting suppression of Pythium damping-off in container media amended with composts. *Phytopathology* 77:755-760.
- Chen, W., H. A. J. Hoitink, A. F. Schmitthenner, and O. H. Tuovinen. 1988. The role of microbial activity in suppression of damping-off caused by Pythium ultimum. *Phytopathology* 78:314-322.
- Chung, Y.R., and H. A. J. Hoitink. 1990. Interactions between thermophilic fungi and trichoderma hamatum in suppression of Rhizoctonia damping-off in a bark compost-amended container medium. *Phytopathology* 80:73-77.
- Chung, Y.R., H. A. J. Hoitink, W. A. Dick, and L.J. Herr. 1988. Effects of organic matter decomposition level and cellulose amendment on the inoculum potential of Rhizoctonia solani in hardwood bark media. *Phytopathology* 78:836-840.
- Cohen, R., B. Chefetz, and Y. Hadar. 1998. Suppression of soil-borne pathogens by composted municipal solid waste. In *Beneficial co-utilization of agricultural, municipal and industrial by-products.*, edited by L. Jacobs. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Compost-Diffusion, and Sol-Conseils. 1999. *Utilisation des composts en agriculture, synthèse des Essais-Vitrines 1989-1998.*: SESA, Valentin 10, CH-1014 Lausanne.
- Conklin, A.E., S.M. Erich, M. Liebman, D. Lambert, E. R. Gallandt, and W.A. Halteman. 2002. Effects of red clover (*Trofolium pratense*) green manure and compost soil amendments on wild mustard (*Brassica kaber*) growth and incidence of disease. *Plant and Soil* 238:245-256.
- Cotxarrera, L., Gay M. I. Trillas, C. Steinberg, and C. Alabouvette. 2002. Use of sewage sludge compost and *Trichoderma asperellum* isolates to suppress *Fusarium wilt* of tomato. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (4):467-476.
- Craft, C. M., and E. B. Nelson. 1996. Microbial properties of composts that suppress damping-off and root rot of creeping bentgrass caused by *Pythium graminicola*. *Applied and Environmental Microbiology* 62 (5):1550-1557.
- Cronin, M. J., D. S. Yohalem, R. F. Harris, and J. H. Andrews. 1996. Putative mechanism and dynamics of inhibition of the apple scab pathogen *Venturia inaequalis* by compost extracts. *Soil Biology and Biochemistry* 28 (9):1241-1249.
- D'Amore, R., A. Oliva, P. Iovieno, E. Lahoz, F. Piro, V. Magnifico, and B. J. Bieche. 1998. Use of rowcovers, fumigation and organic fertilisation to control cucumber mosaic virus and corky root on tomato. *Proceedings of the Sixth International ISHS Symposium on the Processing Tomato and the Workshop on Irrigation and Fertilization of Processing Tomato, Pamplona, Spain* (487):199-205.
- Diab, H.G., S. Hu, and D.M. Benson. 2003. Suppression of *Rhizoctonia solani* on impatiens by enhanced microbial activity in composted swine waste-amended potting mixes. *Phytopathology* 93 (9):1115-1123.
- Dissanayake, N., and J. W. Hoy. 1999. Organic material soil amendment effects on root rot and sugarcane growth and characterization of the materials. *Plant Disease* 83 (11):1039-1046.

- Elad, Y., and D. Shtienberg. 1994. Effect of compost water extracts on grey mould (*Botrytis cinerea*). *Crop Protection* 13 (2):109-114.
- Engeli, H., W. Edelmann, J. Fuchs, and K. Rottermann. 1993. Survival of plant pathogens and weed seeds during anaerobic digestion. *Water Science and Technology* 27 (2):69-76.
- Erhart, E., K. Burian, W. Hartl, and K. Stich. 1999. Suppression of *Pythium ultimum* by biowaste composts in relation to compost microbial biomass, activity and content of phenolic compounds. *Journal of Phytopathology* 147 (5):299-305.
- Filippi, C., and G. Bagnoli. 1992. A relation between nitrogen deficiency and protective effect against tracheo-fusariosis (*Fusarium oxysporum* f.sp. *dianthi*) in carnation plants. *Zentralblatt für Mikrobiologie* 147 (5):345-350.
- Fuchs, J. 1995. Effect of compost amendments on the receptivity of soils to diseases: first results. OT: Influence d'amendements de composts sur la receptivite de sols aux maladies: premiers resultats. *Revue Suisse de Viticulture, d'Arboriculture et d'Horticulture* 27 (4).
- Fuchs, J.G. 1996. Einfluss der biologischen Kompostqualität auf die Pflanzen und deren Gesundheit. Mellikon-Switzerland: Biophyt AG.
- . 2002. Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. In *Microbiology of Composting*, edited by S. Klammer. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Gent, M. P. N., W. H. Elmer, K. A. Stoner, F. J. Ferrandino, and J. A. LaMondia. 1998. Growth, yield and nutrition of potato in fumigated or non-fumigated soil amended with spent mushroom compost and straw mulch. *Compost Science and Utilization* 6 (4):45-56.
- Gent, M. P. N., J. A. LaMondia, F. J. Ferrandino, W. H. Elmer, and K. A. Stoner. 1999. The influence of compost amendment or straw mulch on the reduction of gas exchange in potato by *Verticillium dahliae* and *Pratylenchus penetrans*. *Plant Disease* 83 (4):371-376.
- Grebus, M.E., M.E. Watson, and H. A. J. Hoitink. 1994. Biological, chemical and physical properties of composted yard trimming as indicators of maturity and plant disease suppression. *Compost Science and Utilization* 2:57-71.
- Gur, A., J. Luzzati, J. Katan, R. Utkhede, and K. Veghelyi. 1996. Alternatives for soil fumigation in combating apple replant disease. *Proceedings of the Fourth International Symposium on Replant Problems, Budapest, Hungary* (477).
- Hadar, Y., and R. Mandelbaum. 1986. Suppression of *Pythium aphanidermatum* damping-off in container media containing composted liquorice roots. *Crop protection* 55:88-92.
- Hardy, G. E. St J., and K. Sivasithamparam. 1991. Suppression of *Phytophthora* root rot by a composted Eucalyptus bark mix. *Australian Journal of Botany* 39:153-159.
- Harender, Raj, I. J. Kapoor, and H. Raj. 1997. Possible management of *Fusarium* wilt of tomato by soil amendments with composts. *Indian Phytopathology* 50 (3):387-395.
- Herrmann, I., S. Meissner, E. Bächle, E. Rupp, G. Menke, and F. Grossmann. 1994. Einfluss des Rotteprozesses von Bioabfall auf das Überleben von phytopathogenen Organismen und Tomatensamen. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 101:49-65.
- Hoitink, H. A. J., and M. E. Grebus. 1994. Status of biological control of plant diseases with composts. *Compost Science and Utilization* 2 (2):6-12.

- Hoitink, H. A. J., D. M. J. Van Doren, and A. F. Schmitthenner. 1977. Suppression of *Phytophthora cinnamomi* in hardwood bark compost. *Phytopathology* 67:561-565.
- Hoitink, H. A. J., A. G. Stone, and D.Y. Han. 1997. Suppression of plant diseases by composts. *HortScience* 32:184-187.
- Hoitink, H. A. J., W. H. Zhang, D. Y. Han, and W. A. Dick. 1997. Making compost to suppress plant disease. *BioCycle* 38 (4):40-42.
- Hoitink, H.A.J., M.J. Boehm, and Y. Hadar. 1993. Mechanisms of suppression of soilborne plant pathogens in compost-amended substrates. In *Science and engineering of composting : design, environmental, microbiological and utilization aspects.*, edited by H. A. J. H. a. H. M. Keener. Ohio: Wooster.
- Inbar, Y., M. J. Boehm, and H. A. J. Hoitink. 1991. Hydrolysis of fluorescein diacetate in sphagnum peat container media for predicting suppressiveness to damping-off caused by *Pythium ultimum*. *Soil Biology and Biochemistry* 23:479-483.
- Ingham, E. 1999. Making high quality compost tea. Part II. *BioCycle* 40 (4).
- Ketterer, N. 1990. Untersuchungen zur Wirkung von Kompost-Extrakten auf den Blattbefall der Kartoffel und Tomate durch *Phytophthora infestans* sowie auf den Befall der Weinrebe durch *Plasmopara viticola*, *Pseudopeziza tracheiphila* und *Uncinula necator*., Institut für Pflanzenkrankheiten, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- Ketterer, N., and H. C. Weltzien. 1987. Studies on the effect of compost extract on the infection of grapevines by *Pseudopeziza tracheiphila*. OT: Untersuchungen zur Wirkung von Kompostextrakt auf den Befall der Weinrebe durch den Roten Brenner (*Pseudopeziza tracheiphila*). *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen, Rijksuniversiteit Gent* 52:965-970.
- Ketterer, N., and L. Schwager. 1992. Effect of compost extracts on the disease incidence and the phyllosphere flora of bush bean and tomato leaves. OT: Einfluss von Kompostextrakten auf den Krankheitsbefall und die Phyllosphärenflora bei Buschbohnen- und Tomatenblättern. *Mededelingen van de Faculteit Landbouwwetenschappen, Universiteit Gent* 57:411-421.
- Ketterer, N., B. Fisher, H. C. Weltzien, K. Verhoeff, N. E. Malathrakis, and B. Williamson. 1992. Biological control of *Botrytis cinerea* on grapevine by compost extracts and their microorganisms in pure culture. *Recent advances in Botrytis research. Proceedings of the 10th International Botrytis symposium, Heraklion, Crete, Greece.*
- Kuter, G.A., H. A. J. Hoitink, and W. Chen. 1988. Effects of municipal sludge compost curing time on suppression of *Pythium* and *Rhizoctonia* diseases of ornamental plants. *Plant Disease* 72:751-756.
- Kwok, O.C.H., P.C. Fahy, and H. A. J. Hoitink. 1987. Interactions between bacteria and *Trichoderma hamatum* in suppression of *Rhizoctonia* damping-off in bark compost media. *Phytopathology* 77:1206-1212.
- LaMondia, J. A., M. P. N. Gent, F. J. Ferrandino, W. H. Elmer, and K. A. Stoner. 1999. Effect of compost amendment or straw mulch on potato early dying disease. *Plant Disease* 83 (4):361-366.
- Lumsden, R. D., J. A. Lewis, and P. A. Millner. 1983. Effect of composted sewage sludge on several soilborne pathogens and diseases. *Phytopathology* 73:1543-1548.
- Mandelbaum, R., Y. Hadar, and Y. Chen. 1988. Composting of agricultural wastes for their use as a container media: effect of heat treatments on suppression of *Pythium aphanidermatum* and microbial activities in substrates containing compost. *Biological Wastes* 26:261-274.

- McQuilken, M. P., J. M. Whipps, and J. M. Lynch. 1994. Effects of water extracts of a composted manure-straw mixture on the plant pathogen *Botrytis cinerea*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 10 (1):20-26.
- Nakasaki, K., S. Hiraoka, and H. Nagata. 1998. A new operation for producing disease-suppressive compost from grass clippings. *Applied and Environmental Microbiology* 64 (10):4015-4020.
- Nakasaki, K., M. Kubo, H. Kubota, M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi. 1996. Production of functional compost which can suppress phytopathogenic fungi of lawn grass by inoculating *Bacillus subtilis* into grass clippings. *The science of composting: Part 1*:87-95.
- Nelson, E. B., and M. J. Boehm. 2002. Microbial mechanics of compost-induced disease suppression. *BioCycle* 43 (7):45-47.
- Nelson, E. B., F.A. Kuter, and H. A. J. Hoitink. 1983. Effects of fungal antagonists and compost age on suppression of *Rhizoctonia damping-off* in container media amended with composted hardwood bark. *Phytopathology* 73:1457-1462.
- Nelson, E.B., and H.A.J. Hoitink. 1983. The role of microorganisms in the suppression of *Rhizoctonia solani* in container media amended with composted hardwood bark. *Phytopathology* 73:274-278.
- Neuweiler, R., and W. Heller. 1998. Growing techniques and cultivar choice of summer raspberries. OT: Anbautechnik und Sortenwahl bei Sommerhimbeeren. *Obst und Weinbau* 134 (4):97-99.
- Pera, A., and C. Filippi. 1987. Controlling of *Fusarium wilt* in carnation with bark compost. *Biological Wastes* 22:219-228.
- Phae, C. G., M. Sasaki, M. Shoda, and H. Kubota. 1990. Characteristics of *Bacillus subtilis* isolated from composts suppressing phytopathogenic microorganism. *Soil Science and plant Nutrition* 36:575-586.
- Postma, Joeke, Matteo Montanari, and Paul H.J.F. van den Boogert. 2000. Establishment and disease suppressive activity of fungal antagonists introduced in different types of compost and potting soil. Paper read at Microbiology of composting, at Innsbruck.
- Ringer, C. E., P. D. Millner, L. M. Teerlinck, and B. W. Lyman. 1997. Suppression of seedling damping-off disease in potting mix containing animal manure composts. *Compost Science and Utilization* 5 (2):6-14.
- Roy, S., P. Leclerc, F. Auger, G. Soucy, C. Moresoli, L. Cote, D. Potvin, C. Beaulieu, and R. Brzezinski. 1997. A novel two-phase composting process using shrimp shells as an amendment to partly composted biomass. *Compost Science and Utilization* 5 (4):52-64.
- Ryckeboer, J., and J. Coosemans. 1996. The suppression of clubroot (*Plasmodiophora brassicae* Wor.) on cauliflower after the addition of biowaste compost to the potting soil. OT: De suppressie van *Plasmodiophora brassicae* Wor. bij bloemkool na bijmengen van humotex, GFT-of groencompost in het containersubstraat. *Mededelingen Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Universiteit Gent* 61 (1):31-41.
- Ryckeboer, J., S. Cops, and J. Coosemans. 2002. The fate of plant pathogens and seeds during backyard composting of vegetable, fruit and garden wastes. In *Microbiology of Composting*, edited by S. Klammer. Berlin Heidelberg: Springer Verlag.
- Scheuerell, S., and W. Mahaffee. 2002. Compost tea: Principles and prospects for plant disease control. *Compost Science and Utilization* 10 (4):313-338.

- Serra, Wittling C., S. Houot, and C. Alabouvette. 1996. Increased soil suppressiveness to Fusarium wilt of flax after addition of municipal solid waste compost. *Soil Biology and Biochemistry* 28 (9):1207-1214.
- Steffen, K. L., M. S. Dann, K. Fager, S. J. Fleischer, and J. K. Harper. 1994. Short-term and long-term impact of an initial large scale SMS soil amendment on vegetable crop productivity and resource use efficiency. *Compost Science and Utilization* 2 (4):75-83.
- Suárez-Estrella, F., M.J. López, M.C. Eliorrieta, M.C. Vargas-Garcia, and J. Moreno. 2002. Survival of phytopathogenic viruses during semipilot-scale composting. In *Microbiology of Composting*, edited by S. Klammer. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Sugahara, K., and K. Katoh. 1992. Comparative studies on the decomposition of rice straw and straw compost by plant pathogens and microbial saprophytes in soil: I. Similarity in respiration between the pathogens and the saprophytes. *Soil Science and Plant Nutrition* 38 (1):113-122.
- Theodore, M., and J. A. Toribio. 1995. Suppression of *Pythium aphanidermatum* in composts prepared from sugarcane factory residues. *Plant and Soil* 177 (2):219-223.
- Tilston, E. L., D. Pitt, and A. C. Groenhof. 2002. Composted recycled organic matter suppresses soil-borne diseases of field crops. *New Phytologist* 154 (3):731-740.
- Tränkner, A. 1991. Use of agricultural and municipal organic wastes to develop suppressiveness to plant pathogens. Paper read at Biological Control of Plant Diseases: Progress and Challenges for the Future, 1992, at Cape Sounion, Athens, Greece.
- Trillas-Gay, M.I., H. A. J. Hoitink, and L.V. Madden. 1986. Nature of suppression of Fusarium wilt of radish in a container medium amended with composted hardwood bark. *plant disease* 70:1023-1027.
- Tsrer, L., and B. J. Bieche. 1998. Biological control of early blight in tomatoes. *Proceedings of the Sixth International ISHS Symposium on the Processing Tomato and the Workshop on Irrigation and Fertigation of Processing Tomato, Pamplona, Spain* (487):271-273.
- Tuitert, G., G. J. Bollen, M. de Bertoldi, P. Sequi, B. Lemmes, and T. Papi. 1996. The effect of composted vegetable, fruit and garden waste on the incidence of soilborne plant diseases. *The science of composting: part 2* (5).
- Voland, R. P., and A. H. Epstein. 1994. Development of suppressiveness to diseases caused by *Rhizoctonia solani* in soils amended with composted and noncomposted manure. *Plant Disease* 78 (5):461-466.
- Walter, M., C. M. A. Frampton, P. A. G. Elmer, R. A. Hill, and A. J. Popay. 1995. Pathogenicity and control using composts of *Aphanomyces euteiches* pea root rot. *Proceedings of the Forty Eighth New Zealand Plant Protection Conference, Angus Inn, Hastings, New Zealand, August*.
- Weltzien, H. C. 1992. Biocontrol of foliar fungal diseases with compost extracts. In *Microbial Ecology of Leaves*, edited by J. H. H. Andrews, S.S. New York: Springer Verlag.
- Weltzien, H. C., N. Ketterer, C. Samerski, K. Budde, and G. Medhin. 1987. Studies on the effects of compost extracts on plant health. OT: Untersuchungen zur Wirkung von Kompostextrakten auf die Pflanzengesundheit. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 39 (2):25-28.
- Widmer, T. L., J. H. Graham, and D. J. Mitchell. 1998. Composted municipal waste reduces infection of citrus seedlings by *Phytophthora nicotianae*. *Plant Disease* 82 (6):683-688.

- Ylimäki, A., A. Toivianen, H. Kallio, and E. Tikanmäki. 1983. Survival of some plant pathogens during industrial-scale composting of wastes from a food processing plant. *Annales agriculturae Fenniae* 22:77-85.
- Yohalem, D. S., R. F. Harris, and J. H. Andrews. 1994. Aqueous extracts of spent mushroom substrate for foliar disease control. *Compost Science and Utilization* 2 (4):67-74.
- Yohalem, D. S., E. V. Nordheim, and J. H. Andrews. 1996. The effect of water extracts of spent mushroom compost on apple scab in the field. *Phytopathology* 86 (9):914-922.
- Yuen, G.Y., and R.D. Raabe. 1984. Effects of small-scale aerobic composting on survival of some fungal plant pathogens. *Plant Disease* 68:134-136.
- Zhang, W., D. Y. Han, W. A. Dick, K. R. Davis, and H. A. J. Hoitink. 1998. Compost and compost water extract-induced systemic acquired resistance in cucumber and Arabidopsis. *Phytopathology* 88 (5):450-455.
- Zhang, W., W. A. Dick, K. R. Davis, J. C. Tu, H. A. J. Hoitink, B. Duffy, U. Rosenberger, and G. Defago. 1997. Systemic acquired resistance induced by compost and compost water extract in Arabidopsis. *Molecular approaches in biological control. Delemont, Switzerland* 21 (9):129-132.

7 Schlussfolgerungen anhand der Beurteilung der aktuellen Literatur

7.1 Generelle Betrachtungen

Generell kann festgestellt werden, dass die umfassende und breite Literatur, die zum Thema Kompost existiert, belegt, dass eine gezielte Weiterbearbeitung und Weiterentwicklung nur interdisziplinär angegangen werden kann.

Bei der Durchsicht der diversen Veröffentlichungen zum Thema Kompost findet man, dass der Begriff Kompost ein sehr weites Spektrum umfasst und von vielen Autoren auch nicht näher bezüglich Ausgangsmaterialien und Rottebedingungen spezifiziert wird. Dies erschwert es oft direkte Vergleiche zwischen einzelnen Versuchen vorzunehmen. Trotz dieses Mankos konnten einige generelle Wirkungen von Komposten auf die Böden, die Bodenmikroflora und die Bodenfauna inklusive gewisser Trends aus der durchgearbeiteten Literatur entnommen werden.

In vielen Ländern ist man sich inzwischen bewusst geworden, dass zur Beurteilung der Qualität eines Kompostes keine einheitlichen Kriterien gelten, d.h. eine unbefriedigende Situation herrscht. In Europa, Kanada, Kalifornien, Australien und Neuseeland beginnt man sich dieser Problematik anzunehmen. Man kann feststellen, dass seit der letzten BUWAL-Literaturstudie von 1991 international ein deutlicher Sinnungswandel stattgefunden hat, der sich zweifelsohne auch auf die weiterführende Forschung und die Praxis in der Schweiz auswirken wird. Allgemein wird anerkannt, dass „Kompost“ an sich noch keinen Wert darstellt, solange dieser nicht entsprechende Charakteristika aufweist, die nach allgemein akzeptierten Kriterien untersucht worden sind. Diese müssen sowohl eine Voraussage ihrer Wirkung auf die Nutzpflanzen und auf die Böden ermöglichen. Es besteht heute weitgehende Einigkeit darüber, dass nur durch ein gezieltes Qualitätsmanagement das Vertrauen der Anwender in die Komposte gewonnen werden kann und eine wesentliche Voraussetzung darstellt, die Komposte sinnvollen Anwendungen zuzuführen.

7.2 Potentiell nutzbringenden Wirkungen von Komposten

Komposte können nachhaltig die Eigenschaften von Böden verbessern. In diversen Arbeiten fand man, dass sich mit der Zeit in den Böden, welche Kompostgaben erhielten, die Krümelstabilität erhöhte und das Porenvolumen zunahm. In beiden Fällen handelt es sich aus pflanzenbaulicher Sicht um wertsteigernde Bodeneigenschaften. Böden mit einer höheren Krümelstabilität verschlämmen weniger und ermöglichen einen höheren Gasaustausch sowie eine bessere Sickerrate für Niederschlagswasser in der obersten Bodenschicht. Ein höheres Porenvolumen verbessert den Gasaustausch in tieferen Bodenschichten und ermöglicht ein widerstandsfreies Versickern des Oberflächenwassers in die tieferen Bodenschichten.

Komposte können generell als Bodenverbesserer angesehen werden. Obwohl für die Kompostierung die Bedeutung des Nährstoffrecyclings nicht zu unterschätzen ist, dürfen sie keinesfalls direkt mit mineralischen Düngern verglichen werden. Eine rasche Wirkung kann einzig von speziellen Komposten mit einem hohen bakteriell gebildeten Nitratanteil erwartet werden. Die Mehrheit der Komposte zeichnet sich durch einen relativ hohen Anteil an ligninhaltigen Substanzen (bei hohem Holzanteil im Ausgangsmaterial) aus. Diese Anteile tragen im Falle einer guten Rotteführung wesentlich dazu bei, den

Humusgehalt der Böden anzuheben. Mit Ausnahme der Torfböden ist allgemein ein höherer „stabiler“ Humusgehalt erwünscht. Damit kann die Nährstoffspeicherkapazität sowie die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe in den Böden wesentlich angehoben werden. In tropischen Böden akzentuiert sich dieser Effekt noch deutlicher und durch eine gute Humuswirtschaft kann Aluminium-Vergiftungen vorgebeugt werden. Bei solchen Böden kann mit einer gezielten Kompostwirtschaft sehr viel erreicht werden. In diesem Zusammenhang ist es für die Anwender entscheidend den Wert seiner Komposte, bereits auf dem Kompostierplatz richtig einschätzen zu können. Man kommt hier nicht darum herum verlässliche und einfach erhebbare Parameter zu finden, welche eine Abschätzung der Wirkung auf die Böden und die Nutzpflanzen ermöglichen.

Es ist auch nicht weiter verwunderlich, dass mit der Zufuhr von organischer Substanz auch die Bodenfauna und Bodenmikroflora angeregt wird. Häufig findet man Arbeiten, die darauf hinweisen, dass durch Kompostanwendungen die Regenwürmer generell gefördert werden. Welche positive Bedeutung den Regenwürmern im Ackerbau zukommt, ist bereits anderweitig eingehend abgehandelt worden.

Eine vollkommen neue Dimension eröffnet sich im Hinblick auf die oft im Zusammenhang mit Kompostanwendungen beobachteten suppressiven Wirkungen auf Pflanzenkrankheiten und phytophage Nematoden. Teilweise sind auch die Organismen, welche sich in Komposten entwickeln können und in der Lage sind bodenbürtige Pilzkrankheiten und phytophage Nematoden zu unterdrücken, bekannt. Dennoch beginnt man erst nach und nach die Bedingungen zu verstehen, unter denen sie sich in Komposten entwickeln können. Damit wird auch klar, dass Kompostieren, bzw. eine richtige Rotteführung in erster Linie eine Lenkung der Rotteorganismen ist. Um auf diesem Gebiet weiterzukommen, wird man sich vermehrt mit den mikrobiellen Prozessen während der Kompostrotte befassen müssen. In diesem Bereich liegt auch ein interessantes wertsteigerndes Potential für Komposte, die einen sehr prominenten Platz in der nachhaltigen Landwirtschaft einnehmen können.

7.3 Wissenslücken

Mit der vorliegenden Literaturstudie stiess man auch auf existierende Wissenslücken und offene Fragen, die im Interesse der Kompostwirtschaft noch geklärt werden müssen. Diese hat man am Schluss eines jeden Kapitels eigens aufgeführt und werden hier nochmals sinngemäss wiedergegeben:

- Bezüglich der Dynamik von Pflanzennährstoffen bestehen noch wesentliche Kenntnislücken. Es fehlen gut dokumentierte Langzeitversuche mit deutlich unterschiedlichen Komposten und Gärgut. Allgemein muss im Zusammenhang von Kompostuntersuchungen die Qualität der verwendeten Komposte nach einheitlichen Kriterien definiert sein, sowie ohne und mit reduzierter Ergänzungsdüngung geprüft werden. Die langfristigen Wirkungen der Kompostanwendung auf bodenphysikalische, -chemische und -mikrobiologische Eigenschaften müssen ebenfalls erhoben werden.
- Beim Einsatz von Komposten und Kompostextrakten gilt es festzuhalten, dass bis heute die dazu verantwortlichen Schutzmechanismen gegen Pflanzenkrankheiten und phytophage Nematoden nur ansatzmässig bekannt sind. Die Auswirkungen der Kompostqualität auf deren Kontrollpotential sind noch ungenügend verstanden. Um den Einsatz von Komposten und Kompostextrakten gegen Pflanzenkrankheiten zu einem allgemeinen praxistauglichen Verfahren zu entwickeln, sind unbestrittenermassen mehr Forschungsarbeiten erforderlich, um einerseits die Kompostproduktion und deren Anwendung zu optimieren, andererseits die erwünschten Wirkungen dieser Produkte zuverlässig und konstant bei hohen gleich bleibenden Qualitätsstandards zu sichern.
- Studien zur kombinierten Anwendung von Hofdüngern oder anderen organischen Düngern und Kompost sowie mögliche Interaktionen zwischen diesen fehlen praktisch völlig. Dies dürfte aber unter

Schweizer Bedingungen der Regelfall sein. Es ist daher schwierig, die beobachteten Nutzwirkungen unter diesen Bedingungen zu bewerten. Bei der Hofdüngerproblematik muss man sich generell fragen, inwiefern Erkenntnisse aus der Kompostforschung zu Lösungen bei der Hofdüngeraufbereitung beitragen können.

- Die Wirkungen des Komposteinsatzes können prinzipiell auch mit anderen Acker- und pflanzenbaulichen Massnahmen wie z.B. Fruchtfolgegestaltung, Bodenruhe, Bodenbearbeitung, Hofdüngereinsatz, etc. erzielt werden. Die positive Kompostwirkung könnte z.B. durch boden- und humus-schonende Direktsaatverfahren erzielt werden. Denkbar ist aber auch, dass der Komposteinsatz solche Verfahren sinnvoll ergänzt und die positiven Wirkungen verstärkt. Hier fehlen Untersuchungen, die die Interaktionen des Komposteinsatzes mit solchen Massnahmen beschreiben und die Kompostwirkung relativ zu anderen ackerbaulichen Massnahmen quantifizieren und bewerten.
- Weiterhin sind gesicherte Aussagen zu den Wirkungen von Gärgut und Gärgutkompost nicht möglich, da hierzu keine Studien vorliegen. Aufgrund der Verschiedenheit der anaeroben Fermentation bei Gärgut und der aeroben Rotte bei Kompost sind Unterschiede bei bodenchemischen und bodenphysikalischen Bodenparametern zu erwarten. Auch hier besteht erheblicher Forschungsbedarf.

8 Summary of the review of current literature

8.1 Legislation and international standards

In Switzerland, only the limit values for heavy metals and the details for delivery of compost and digestate are explicitly regulated (Ordinance on Substances). A distinction is made between *farm fertiliser* coming from facilities which house animals, whether treated or non-treated, and *recycling fertiliser*, whether vegetal, animal, microbial or mineral.

The compost, digestate and press water may be delivered to third parties only if the following limit values (in g/t MS) are not exceeded: *lead (Pb)* 120, *cadmium (Cd)* 1, *copper (Cu)* 100, *nickel (Ni)* 30, *mercury (Hg)* 1, *zinc (Zn)* 400, *polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)* 4, *dioxins (PCDD)* and *furanes (PCDF)* 0,20.

In this respect Swiss limit values are amongst the most exacting in the European zone. They thereby guarantee that only the highest quality, separately collected biodegradable materials may be used. In contrast, the United States allows polluting levels that are about 20 times higher. In that country, the debate is centred on certain herbicides that are biodegradable only with difficulty (as for example Chlorpyralid and Picloram).

In Switzerland, nitrogenous fertiliser can be spread only during those times when plants can absorb nitrogen. Liquid fertiliser is authorized only when the soil is able to retain and store it. For recycling fertiliser, up to 25 t dry weight (DW) at most of compost or digestates per hectare or 100 m³ of press water may be spread over the course of three years. In addition, the use of more than 100 t DW of compost and digestates during the course of a ten-year period is prohibited.

Hygiene requirements are currently under review. The minimum temperatures required during a particular period do not vary much from one European country to the next. In Switzerland, 3 weeks at over 55°C is mandatory, while the majority of countries require only 2 weeks.

The production of compost in Switzerland is financed principally by taxes upon receipt of the biowastes (gate fees). From the point of view of an optimization of benefits, this constitutes a presupposition unfavourable to the long-term promotion of quality. Nevertheless, the impulse for quality production must come from the producers themselves, if they don't want to run the risk that their products continue to be considered as waste.

In principle, legislation should regulate the fundamental aspects of all products, such as the limit values for heavy metals and pollutants, the criteria for sanitation and the quantity of foreign bodies. More specific requirements should be formulated in client- and use-oriented documents. Similar models are currently under discussion by the authorities in charge of legislation for the EU.

8.2 Influence of the application of compost in agriculture on the physical and chemical parameters of the soil

Tests of the effects of applying compost on the parameters of soil

The effects of applying compost in general, and in comparison with the effects of other organic fertilisers (farm fertiliser, sewage sludge etc.) have been the subject of various studies. The tests have often taken place in rather extreme conditions (heavy or light soil), with respectively short or intensive crop rotation (solely agricultural cultivation) or in relation to reconditioning soil (mining) or in intensive market

gardening. Studies are lacking concerning the effects of compost in combination with farm fertiliser or intensive organic fertiliser (horn meal, castor bean cake, etc.). Likewise, there are only a few studies on the effects of applying compost during fairly extensive crop rotation or in mixed or fodder cultivation.

Properties and quality of the organic matter of compost

At the time of composting, the organic matter (waste from cuttings and biowaste collection bins, manure, paper waste, etc.) is degraded by aerobic micro-organisms into CO₂, H₂O and intermediary sub-products. These are used by other groups of micro-organisms for the synthesis of complex humic substances. As a consequence, there is a reduction of the C: N ratio from an initial level of 25 – 35 to around 17.

Quality of humus

The composition and properties of the organic compost matter differ from those of the soil in almost every parameter. Compost from green and kitchen waste shows values significantly higher than that of soil for parameters such as C_{org}, N_{tot}, pH, carbonates, cationic exchange capacity (CEC), salinity, chlorures and sulfates. It is therefore obvious that the application of stabilized organic substances will result in a modification of the composition of the organic matter of the soil and that this will depend on the quality of the compost and on the place where it is applied. The characteristic increase in the amount of lignin and of aromatic compounds is explained by the increased proportion of woody elements in the compost in relation to residues from crops and roots. Thus, the increased quantity of aromatic compounds after the application of compost cannot be automatically correlated to a more advanced humification. Generally, the site and the intrinsic qualities of the soil influence the humic characteristics of the organic fraction in a more durable way than fertilisation, and partially obscure the effects linked to the use of the soil.

Organic carbon and total nitrogen

In the majority of tests, the use of compost in agriculture or horticulture resulted in an increase in the amount of organic carbon (C_{org}) and total nitrogen (N_{tot}) in the superior horizon of the soil, until equilibrium is achieved after many decades. Generally, a close correlation was observed between the quantities of organic material brought by the compost and the increase of C_{org} in the soil. The level of equilibrium is essentially influenced by local factors (soil, climate), means of exploitation (tillage methods, crop-rotation), and the quality and quantity spread of the compost.

pH

The supply of compost generally leads to an increase or stabilization of the pH in cultivated soil. In function of its quality (level of carbonates), the use of compost can result in savings of non-negligible quantities of lime amendments.

Cation exchange capacity (CEC)

In general, the CEC of the decomposed organic material of soil is significantly higher than that of clayey minerals. Enrichment of soil with organic material can therefore contribute to a significant elevation of the CEC, above all in light soils with weak absorption capacity. Several studies demonstrated that, thanks to compost amendment, an increase in the level of organic material is as a rule linked to an elevation of the CEC in the upper horizons. In correlation with the elevation of pH and CEC, an increase in the base saturation percentage has equally been observed. No study is available concerning the effect of the application of compost on the absorption of anions.

Salinity, electric conductivity

In the course of a 3-year study of fertilisation in a sandy soil in northern Germany, with manure, kitchen waste compost or garden waste compost, the levels of salinity increased in the variant enriched with kitchen waste compost. In regions with a humid climate, this should not give rise to consequences, because of the relatively rapid leaching, however one should expect an increase in the salinity of soil in regions with an arid or semi-arid climate.

Redox potential

There is no study concerning the influence of the application of compost on the redox potential of the soil. More research is necessary.

Stability of the aggregates

The increase in the organic matter of the soil, the elevation of pH, the rise in calcium content and in the amount and activity the microbial biomass, are also accompanied by the formation of larger and more stable aggregates. The application of compost generally has positive effects on the stability of aggregates in the relatively short-term (< 3 years). This is maintained as well with continual applications. The use of “mature compost” improves the stability of aggregates significantly more than does “young compost”.

Density and porosity of the soil

Parallel to the growth in the stability of the aggregates was observed a diminution of the density of the soil. Nevertheless, this did not appear as quickly as the improvement of the stability of the aggregates. Thus, in studies extending over 3 years or more, only a tendency towards a diminution in the density of the soil could be demonstrated, whereas the effects on the stability of the aggregates was clearly apparent.

Water-holding capacity and water infiltration

The majority of studies have shown a significant increase in the capacity of soil to retain water after the application of compost. However this effect seems to appear only after a period of time. Whilst an increase in the water-holding capacity was observed in a site characterised by light soil, the application of compost on heavy soil led to a reduction in this capacity. It was also demonstrated that enrichment by compost resulted in increased infiltration of water in the soil. These clearly positive effects appeared above all in studies of long duration.

Resistance to erosion

In general terms a greater resistance to erosion was observed, and respectively a decrease in the tendency to erosion. The supply of compost improved resistance to both water and wind erosion.

Temperature results

Plots of land enriched with compost show a daily radiation balance of lesser amplitude. Fertilisation of leached brown soil with compost resulted in a higher underlying superficial temperature than that of the plot fertilised with mineral fertiliser.

Only the minimal temperatures of the soil of the plot fertilised with compost was slightly higher. These results are based on only one study. Further supplementary research is required.

Soil gasses

In studies conducted in southwest Switzerland, after 9 years of fertilisation with compost in 5 sites, an average increase in the aeration of the soil of 15 % was observed, compared with a non-treated control. The increase in soil respiration that is frequently observed is due to the modification of microbial

activities and is not directly linked to the gas metabolism of the soil (gas exchange behaviour). More detailed research is necessary here.

8.3 The influence of the use of compost on the nutrition and growth of plants

Effects on yield

The field studies described in the literature concerning compost do not provide a very homogeneous picture. Details of the compost used are often lacking, for example the starting materials, the conduct of the fermentation, or the quality parameters. The quantity of mineral fertiliser added as a complement is often not precisely stated. The authors frequently declare themselves to be happy when, after the application of a quantity of normal fertiliser and a supplementary supply of compost, they don't observe a diminution of yield!

Manure compost

Studies described as having been carried out with manure compost in reality often involve a spreading of pure manure. In these cases, large quantities of manure have been spread, which over several years no doubt leads to an excessive enrichment of the soil with nutrients. Work on this theme often comes from American or Asian regions.

Effects of leaching of nutrients

A five-year lysimeter study characterised by the same level of N_{tot} noted that the intensity of leaching of nitrates decreased in the following order: NPK > manure compost > kitchen waste compost > sample > shredded wood compost.

Tests in pots

in barley cultivation, the leaching of N in pots fertilised with compost was lower than in the control, whilst in contrast the leaching of P was higher.

Simulations with the Danish model

the data in a 4.5 year study on the use of compost was used to simulate work over 50 years, with the aid of the Danish nitrogen dynamic simulation model (DAISY). Different applications of compost produced different results in sandy soil, but not in clayey soil. High returns and reduced levels of nitrates were obtained of winter wheat with 10 t of compost/ha and year, likewise with a nitrogen fertilisation corresponding to N_{min} of 20 kg N/ha.

Recommendations for taking into account the nitrogen of compost in fertilisation plans

The longer-term improvement of soil thanks to the effects of compost should be taken more into account in fertilisation plans to improve plots of land. In order not to increase the pool of organic nitrogen in the soil too much with the nitrogen from the compost, one can limit the quantities of compost applied to the soil. A good way of calculating this limit is by the farm's phosphorous budget, as is done in Switzerland, following the stipulations of the technical rules relating to environmental measures (which are required of farms entitled to financial benefits from the federal government).

The effects of compost on plant quality

In general, it has been noted that plants fertilised with compost contain fewer nitrates in their biomass. In contrast, accumulations of nitrates have also been observed in vegetables when the concentration of nitrates in the compost exceeds 5 % of the total N. Similarly, higher concentrations of vitamin C have been found in vegetables fertilised with compost.

The effect of maturity of compost (age) on the mineralisation of nutrients and on the yields qualities of plants

With a fertilisation by mature compost composed of 100 % garden waste, or by fresh composts composed of 70 or 100 % garden waste, the ray-grass showed a lower dry-weight yield than when fertilised with other types of compost. The net quantities assimilated were clearly inferior – for mature compost only for that constituted with 100 % garden waste. From the third cutting on, there was no longer any difference observed between fresh and mature composts. The total N assimilated attained a maximum of 7 % of the total quantity of nitrogen in the compost.

Incubation tests

During incubation tests, conducted with soil temperatures of 5° and 14°C during 552 days with composts of different maturity, no difference in mineralisation was observed, in contrast with their dynamics. For composts used as fertilisers, mineralisation is one of the most important criteria for quality. For composts used in larger quantities to improve the soil, or as potting soil, there are other organic products of degradation that affect the plants, such as short-chain fatty acids, which constitute important parameters of successful cultivation.

Effects of composts on the soil's characteristics

The ratio $N_2:N_2O$ measured during denitrification correlates positively with the carbon/nitrate ratio in the soil water. The higher the ratio, the less N_2O is released under anaerobic conditions in the soil.

8.4 Influence of compost on soil organisms

Influence of compost on the microbial biomass

The effect of a supply of organic matter depends in part on the amount used, but very strongly on the quality of organic matter used. A good indicator is found by measuring the increase of available carbon in the soil, following the input of organic material, in relation to both its quantity and quality. Thus, it was noted that an increase of the hot-water soluble carbon in the soil corresponds to a linear rise of the nitrogen in the biomass. It could be demonstrated that aerobically stabilized sewage sludge compost more strongly and more durably encourages soil microorganisms than sludge stabilized under anaerobiosis, in relation to the quality of organic material. The effect of compost on soil seems therefore to be more long lasting compared to that of organic material stabilized anaerobically.

Influence of compost on microbial diversity

The supply of organic material to the soil will strongly influence the various microorganisms, and in different ways. This depends on the one hand on the dose, but also on the type of substance used. Thus compost stabilized aerobically will rather increase aerobic bacterial populations. This is true above all for cellulolytic microorganisms.

Analysis of phospholipid fatty acid profiles, which provide information on the diversity of the microflora, demonstrated clear differences between the soil of plots treated in a bioorganic manner, in comparison to that treated in a conventional manner. One interesting observation was that the profile of soil treated with organic fertilisers, small amounts of mineral fertiliser and a reduced supply of pesticides was found to lie between that of the two extreme treatment methods. On the basis of significant differences observed between the methods of treatment, one can conclude that the type of fertiliser exercises an important influence on the composition of the microbial community. Numerous studies show that the addition of available organic material to the soil increases the abundance of mono-unsaturated fatty acids, typical of aerobic bacteria, in fatty-acid profiles.

Influence of compost on microbial activity

Global parameters

It is not enough to know the quantity or diversity of the microorganisms in the soil to define their ecological importance. It is also essential to determine their activity. This can be done with the aid of the soil's respiration or of specific metabolic quotient (qCO_2). qCO_2 is a very sensitive parameter to perceive effects acting negatively on the microbial activity, as a higher qCO_2 indicates a less effective use of the organic substrates, which is often stress related. Several studies showed that the more easily degradable are the organic substrates, the more the metabolic quotient increases. It was only with the addition of biologically highly stabilized compost (with a high degree of maturity) that afterwards one immediately observed a decrease in qCO_2 . The link between an increase in qCO_2 and stress factors could also be demonstrated in studies involving urban compost contaminated by cadmium.

In addition, a lower qCO_2 in soils treated with organic fertilisers shows that microbial communities are able to better use the organic material of the soil for their growth and require less maintenance energy.

Specific activities

Aside from the above-mentioned parameters, the activity of microorganisms in soil can be measured with the help of specific enzymes, which are generally involved in the metabolisms of carbon, nitrogen or phosphorus. The soil microorganisms contribute in an important way to make the nutrients of organic fertilisers available to plants and to reintroduce them into the life cycle. This is of the highest importance for organic agriculture, where only organic fertilisers can be used.

Studies of various enzyme activities show that compost applications principally increase activities specific to degradation, and that the effects of young compost are several times higher than that of older composts. In particular the dehydrogenase activity, which serves as an indicator for redox microbial systems, can be considered as a measure of the intensity of the microbial metabolisms in the soil.

On several occasions a net gradation of the enzymatic parameters of the soil appeared only in long-term studies. The β -glucosidase activity, an indicator of the degradation of carbon bonds, showed a graded increase under the effects of annual supplies of compost.

Since most phosphorus is organically bound in the majority of soils, phosphatases have a particular importance for plant nutrition. Composts can stimulate phosphatases, whether directly, by an increase in

the supply of organic matter, or indirectly, by increasing the availability of water. The metabolism of phosphorus by the microbial biomass is in general more rapid in soils treated organically with compost.

Influence of compost on the degradation of toxic organic compounds

The degradation of xenobiotic substances is improved by compost. The addition of organic material to a soil often improves the rate of degradation of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons, in function of the type and reactivity of the organic material and its effect on microorganisms.

Effect of compost on arthropodes

Several studies have shown that the number of collembola is closely correlated to the increase in total carbon caused by the supply of compost. Here one observes a marked shift in diversity in favour of hemiedaphic and epigeic collembola, which live near the surface. However, the effects are in general less pronounced in the case of mites.

Effect of compost on earthworms (Lumbricidae)

Given the central role in soil formation played by earthworms (Lumbricidae) within the soil macrofauna, compost application must be seen as particularly positive from this point of view. In effect, the number of earthworms depends strongly on tillage and humus management, and can therefore be notably increased by a supply of compost.

Thus one finds both the greatest number and largest biomass of earthworms in fields of wheat fertilised with compost, followed by plots fertilised with an organic-mineral variant. The same results were observed in an eight-year comparative study of vegetable and apple cultures, farmed in a biodynamic or conventional manner. In studies of fertilisation with worm compost, it was found that different kinds of earthworms were not stimulated in the same way. Here too, the supply of compost caused a shift in species diversity.

Effect of compost on nematods

The antagonistic effect of compost on populations of nematods was demonstrated on many occasions. This result could be due to several factors: either to nematicid substances and to toxins produced as the organic material in the soil was degraded, or to an improvement in the tolerance of the hosts to the parasitic nematods, or again to a change in the soil's microbial population and its activity, in particular if the supply of compost has introduced or stimulated nematophagous microorganisms.

It is also interesting to note that in numerous studies, non-parasitic nematods were stimulated by the supply of compost. One can deduce that compost encourages predator nematods and parasitic fungi, which specifically destroy the eggs of certain parasitic nematods. This could be exploited in the fight against these parasites.

The inhibiting effect of compost on nematods could also be due to chemical factors: during in-vitro studies phenols, in addition to ammonium, aldehydes and fatty acids, were shown to have strongly nematicide properties. Organic acids in compost seem to have similar effects.

Aside from the many publications that demonstrate the inhibiting action of compost on the development of parasitic nematodes, thus illustrating an important positive effect of their use, there are also some works showing compost or other organic substances to have a feeble, non-existent or even stimulating effect on nematodes.

8.5 Influence of the use of compost on plant health

The interactions between composts and plant health are varied and complex. They include the inactivation of pathogens during fermentation, acting on the interactions between plants and their pathogens with the help of composts, as well as the production and use of infusions of compost and of compost extracts in protecting plants against leaf diseases.

Natural sanitation during the composting process

Almost all pathogens, whether they are fungi, bacteria or viruses, are killed during the composting process. The sanitation process takes place during the first phase of composting. During the subsequent maturation phase, on the other hand, pathogens are no longer killed. The most important parameter to insure the sanitation of organic material is the temperature, provided that there is sufficient humidity in the mass during fermentation.

Compost and soil-borne pathogens

There are also numerous examples of composts that are able to protect different types of plants against certain parasites. These effects are not limited to simple observations in a laboratory; they can also be demonstrated in practice. By choosing good composts, these effects can also be repeated in a targeted fashion. When using composts to combat plant diseases other aspects, related to the fertility of the soil, should also be taken into account. In effect, it is possible that other factors, such for example as an excess of compost, can have a negative impact.

Another important point to take into account is that not all composts have the ability to efficiently inhibit plant diseases. The strong variability in the observed effects amongst different samples is certainly the greatest obstacle to the large-scale use of composts with the specific aim of protecting plants. The production of composts with defined, constant qualities is an indispensable requirement for satisfying the expectations of those using compost in this way.

Means of action

The protection mechanisms by which a compost acts can vary depending on the targeted organism. Thus, while the inhibition of *Rhizoctonia* seems to be the result of microorganisms, there are probably mycostatic substances resistant to heat which act against *Fusarium sp.* Nevertheless the principle protection mechanism against plant diseases seems clearly to depend on the microbial activity of the compost. Numerous studies show that heat treatment, which kills the microbial flora of the compost, also reduces the suppressive effects to zero. Treating a mature bark compost for six days at 60° is sufficient to destroy its potential to fight diseases.

The suppressive effect of compost and its microbial activities is in addition often correlated to the rate of hydrolysis of fluoresceine acetate. The following organisms were regularly isolated from composts with suppressive effects: *Trichoderma asperellum*, which acts against fusarium wilt of tomatoes; *Acromonium sp.*, isolated from solid waste compost and which parasites *Phytophthora nicotianae*; *Bacillus subtilis*, which survives the hot phase of degradation; *Aspergillus sp.*, *Geotrichum sp.* and non-sporulating *Pythium*. Various efficient antagonists were isolated from bark composts, for example: *Trichoderma sp.*, *Gliocladium sp.*, *Penicillium sp.*, *Mortierella sp.*, *Paecilomyces sp.*, *Geomyces sp.*, *Ophiosfoma sp.*

In certain cases composts can also act directly against pathogens, that is the composts compromise their survival in the absence of the host plant, preventing the development of a pathogen population. In other cases, the compost only acts on the pathogens in the presence of the host.

Physical and chemical parameters

Aside from biological activities, certain chemical properties of composts can also contribute to their suppressive potential. A decline in the concentration of carbon is correlated to an increase in suppressive potential. Substrates with increased suppressivity are recognizable by their low nutrient availability and by their substantial population of highly active mesophytic microorganisms.

Aside from the microbial activity of the compost, the amount of nitrates in the soil seems also to have a certain influence: an elevated level of nitrates can also reduce the suppressive activity.

There are also examples which show that above all it is the global supply of nutrients and the improved physical properties of the soil that operate in a beneficial way on plant health, resulting in a reduction in the damage due to fungal pests.

Stimulation of the microbial activity of the soil

Compost probably acts as much as a result of its intrinsic microbial activity as by its stimulation of microbial activities in the soil. Applications of compost in a soil increase the existing suppressive effect against *Fusarium oxysporum* f.sp. *lini* on flax. This effect is proportional to the quantity of compost administered. Autoclaved compost exercises the same effect in a non-treated soil, but not in an autoclaved soil.

The difference between compost and other organic fertilisers

The principle difference between composts and other organic fertilisers resides in the particular composition of the composts' microbial populations. Thus, it could be shown that applications of rice straw supplied energy and nutrients to the pathogens as much as to the telluric saprophytes. The respiration levels were much lower after applications of mature straw compost in a soil than after applications of straw. The risk of encouraging pathogens was significantly less with applications of compost than with straw. Similar results were obtained with fresh and composted bark. This is probably due to the additional cellulose that fresh organic material provides and which parasites can use for their growth. In compost, there is considerably less available cellulose.

The importance of the composition of input materials

Various authors have studied the importance of input materials in the suppressive effect of composts. The general impression which emerges from the work analysed is that the composition of the initial mixture plays only an indirect role. The degree of physiological maturity of the composts, the differences in microbial populations, as well as the availability of nitrogen seem to exercise the greatest influence. Some authors were able to use these factors in order to explain the differences in efficiency with which composts combat plant diseases. Only the addition of materials containing lignin during the maturation phase, as for example hemp fibres as a substitute for peat, resulted in a significant increase in the suppressive potential of the composts, probably through stimulation of the *Trichoderma* spp. population.

Quantities administered

The suppressive effect of composts is in general proportional to the quantity administered. Since compost is well buffered microbially, it is nevertheless possible that in the case of too high levels of application an inhibition of plant growth is rather observed, because of a too high salinity, or because of an excess of nutrients, acting contrary to the suppressive effect.

Degree of maturity of the compost

There is a distinction between "general" and "specific" suppressive effect, that is between "quantitative" and "qualitative" effect. The source of these different types of effect is to be found in the microbial

populations which colonise the compost and which evolve during the entire degradation process. Compost of different ages can therefore have different effects on the pathogens.

Numerous authors were able to demonstrate that a determining role is played by the degree of degradation of the organic material. Very young composts in general show a very weak suppressive effect. Too high a level of nutrients and energy (glucose, aminoacids, etc.) in the fresh organic materials can inhibit the synthesis of essential enzymes in the antagonistic organisms.

The more the maturation advances, the more the suppressive effect increases. Once maturity has exceeded a certain threshold, when the organic material has reached a high level of stability, the microbial activity decreases and the compost loses its suppressive effect.

In certain cases, young composts are more efficient than mature composts. Thus, it was possible to successfully protect cabbage plants from attack from *Plasmodiophora brassicae* with the help of different young composts. The protective effect decreases with the increase in the degree of maturity of the compost. For certain pathogens, the influence of the degree of maturity is not known.

Measures resulting in an increase in the suppressive potential of compost

Various authors promote the idea of a targeted inoculation of compost with chosen antagonists, which would guarantee a stable quality. An inoculation with *Trichoderma harzianum* effectively increases the suppressive effect of composts after the hot phase.

Other possibilities are offered by composting techniques at several phases. Thus the proportion of chitinous derivatives with suppressive power could be considerably increased in the compost, thanks to crab wastes.

The addition of materials rich in lignin during the maturation phase stimulated lignin-degrading fungi, such as *Trichoderma* spp.

Long term effects / practical application

There exists today a sufficient number of well-documented works which confirm that the positive effects of composts on plant health are not solely laboratory phenomena. Thus, thanks to the application of garden waste compost on raspberry cultivation (20 l per linear metre in spring and autumn), it was possible to efficiently combat red core disease (*Phytophthora fragariae* var. *rubi*).

The effect in the field is nevertheless not always as specific as in the case of raspberries, but generally the growth and health of plants are improved. Thus in one study, the quantity of marketable potatoes could be significantly increased through the application of spent mushroom compost.

The positive effect of composts in open fields probably results from several factors: the nitrogenous fertilising of the plants, the stimulation of the microbial activity of the soil, or the activity of the microorganisms of the compost itself.

In practice, composts could offer an alternative to methyl bromide treatments. But for this method to be effective, particular attention should be paid to the quality of the composts. The important parameters are the nitrogen budget, the maturity and stability of the composts, as well as the time of application. In Switzerland, compost is successfully applied after steam sterilization of the soil, in order to provide life to the soil, to increase the efficiency of the treatment and to ensure that the effects are long lasting.

Compost and induced resistance

Composts don't only improve the health of plants against soil-borne pathogens. During studies on roots, where only half were treated with compost, a resistance to *Pythium ultimum* in cucumber plants was induced. These effects were lost by the sterilization of the compost.

Not only composts, but also their extracts can induce a resistance in plants. In these cases, the induction mechanisms are then heat resistant.

Different compost extracts and applications of compost in the soil protected barley plants from attack from *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei*. An additional effect was observed when these two methods were combined.

The resistance induced by the compost seemed to be based more on a reinforcement of the plants' defence reactions against infections than on an activation of antagonistic organisms.

Extracts of compost and leaf diseases

As has already been mentioned, aqueous extracts from compost can be vaporised directly onto the leaves like regular fungicides, in order to protect the plants from diseases. Numerous works cite such effects. An introduction to the current literature concerning these techniques has just been published.

Choice of composts

The question of the best composts for the fabrication of extracts has not yet been clarified in detail; there are still some contradictions. On the basis of one study, it seems that extracts from grape marc compost are more efficient than those from compost made from sheep manure or from a mixture of chicken and sheep manure. In effect, the latter loses its ability to protect sweet peppers against *Botrytis* sp. when the extracts are diluted 5 or 25 times, while this is not the case for extracts made from grape marc compost.

Aside from the composition of the initial materials, the degree of maturity of the compost also plays a role in the efficiency of the extract. Composts stored for a long time, which are physiologically stabilised, show themselves to be less efficient than younger composts. *Influence of the duration of the extraction*

The duration of the extraction process influences the efficiency of the extract. With spent mushroom compost for example, the efficiency of the extract increases with the duration of the extraction and reaches its maximum after 5 – 9 days. The minimum duration of the extraction necessary to protect vine plants against *Botrytis cinerea* is at least 10 days.

Other authors have found that the inhibition of the germination of spores and the mycelial growth of *Botrytis cinerea* was independent of the duration of the extraction. The *in vivo* effect of the extract was strongest for an extraction duration of 3 to 8 days.

A reduction of the protective effect in extracts with a long duration of extraction was also observed. The study concerned the suppressive effect of compost extracts on grass root rot caused by *Pythium graminicola*. The maximal suppressive effect from the disease was attained with a period of extraction of four days. After fourteen days the suppressive effect was lost. It was also found that the temperature of the water used for the extraction influences the results: below 20°C, the effect of the extract decreases.

Sensitivity of the extract to heat

Most reports mention that heat treatment causes a loss of suppressive effect in composts. Numerous authors have observed that, on the contrary, the activity of compost extracts is also conserved after a heat treatment, even after the solution has been filtered through a 0.2 µm. membrane. Moreover, it seems that

the active principle of spent mushroom compost resides in small non-protein heat-stable molecules which are produced by anaerobic microorganisms.

The situation in this regard is not clear. There are also observations where the compost extracts have lost their efficiency after sterilisation. The authors have therefore deduced from them that the protection mechanism is of a microbial nature.

The contradictory data indicates that there are probably different active principles in the compost extracts that are responsible for protecting plants against diseases. It is probable that some secondary metabolites excreted by the microorganisms during the extraction are responsible for the protection of plants. Depending on the physiological stage in which the extract is used, this process could be disrupted by the death of microorganisms. Further research is necessary to shed light on these questions.

Microbial effects of the extracts

The effects of the compost extracts on the microbial equilibrium of the phyllosphere have been frequently described. The clear correlations between the microbial activities in the phyllosphere and the suppression of disease have also been demonstrated. The protective effect comes from the inhibition of the germination of the spores, from antagonisms and competition with the pathogens, as well as from the induction of resistance reactions in the host plants.

The fact that the sterilisation of certain compost extracts does not result in a reduction in efficiency speaks in favour of the nutrient input hypothesis.

Influences on pathogens

In some experiments, a direct inhibition of the parasitic fungi by the manure compost extracts could be observed. It is for this reason that induced resistance is the most likely protection mechanism in higher plants. Nevertheless, numerous other authors have recorded an inhibition of sporangium formation, of conidia germination, and also of mycelial growth in several fungi (*Plasmopara viticola*, *Venturia inaequalis*, *Botrytis cinerea*, *Cochiobolus carborum*, as well as *Sphaeropsis sapinae*).

Results of field tests

In certain controlled conditions, apple trees could be efficiently protected from apple scab (*Venturia inaequalis*) with the help of compost extracts. In field tests, this protection was found to be insufficient, probably because of the very high disease pressure, due to the humid atmospheric conditions which prevailed. During other trials, a weekly treatment of the apple trees significantly reduced the scab on the leaves, however not on the fruit.

Successful field applications of compost on grape vines have been described. A good control of Brenner disease (*Pseudopeziza tracheiphila*), as well as of downy and powdery mildew (*Plasmopara viticola* et *Uncinula necator*) was obtained after five treatments of compost extract. An efficient protection of potatoes against *Phytophthora infestans* was obtained in a field test, especially when compost extracts were enriched with antagonistic microorganisms.

There is also an article by the same author concerning a successful use against *Botrytis cinerea* in strawberry cultures.

Successful applications of compost extracts are also known in vegetable crops. A weekly application of sheep manure compost extract on tomatoes resulted not only in a reduction of *Alternaria solani*, but also in an increase in the crop yield. A significant reduction in damage due to *Botrytis* and to powdery mildew (pathogen: *Leveillula taurica*) in tomatoes was obtained in greenhouse market cultivation with sheep manure compost extracts. With the same weekly treatment frequency applied to lettuce, it was not

possible to reduce the incidence of *Botrytis*, however the intensity of the disease was nevertheless reduced. This permitted the sale of a significantly larger number of lettuces.

Field tests of the seed disinfection of wheat with powdered skim milk, wheat flour and algae powder thus strongly reduced common wheat bunt (*Tilletia caries*). The use of compost extract as an adhesive increased the efficiency of the preparations tested.

Increase in efficiency

The addition of nutrients in the extracts didn't improve their efficiency. On the other hand, the addition of 0.5 % casein improved the efficiency of the compost extracts, even though when alone it shows no inhibiting action on diseases. The same results were obtained with pine needle oil (0.05 %).

Spreading compost on the soil and treating barley leaves with extracts of compost largely protect the plant against *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei*. A combination of the two methods has an observed additional effect.

8.6 Conclusions

Composts can lastingly improve the soil's properties. Various studies have shown that with time, applications of composts increase the stability of the aggregates and the porosity of the soils which have received them. Both qualities concern characteristics of the soil which increased its value from the point of view of cultivation. The soils whose aggregates are more stable disintegrate less easily and benefit from an increased gas exchange, as well as better rainwater percolation in the upper horizons. An increased porosity improves the gas exchange in the deeper horizons, facilitating a percolation of water from the surface to the deeper layers of the soil.

Generically, composts can be considered to improve the soil. Although the importance of the recycling of nutrients in composting should not be underestimated, composts must in no way be directly compared with mineral fertiliser. Rapid results can be expected only in the case of particular composts, characterised by a high proportion of nitrates of bacterial origin. The majority of compost is recognised by its relatively high level of lignin (when there is a large proportion of wood in the input materials). If the fermentation works well, these substances contribute in an important way to raising the level of humus in the soil. With the exception of peat soils, one generally looks to obtain a higher and therefore more "stable" level of humus. This results as much in a notable increase in the soil's capacity to store nutrients as in their availability for plants. This effect is all the more accentuated in tropical soils. Well-managed humus can prevent aluminium toxification. In such soils, it is possible to obtain a great deal by means of a careful management of the compost. From this point of view, it is essential that the user is able to correctly evaluate the value of the compost directly at the time of its production. Therefore one can't avoid the establishment of reliable, simple parameters which permit to predict the effects of the compost on the soil and on cultivated plants.

Nor is it surprising that the application of organic material also stimulates the fauna and flora of the soil. Many studies indicate that the use of compost globally stimulates earthworms. The importance of these for agriculture has already been discussed in detail elsewhere.

As for the suppressive effects on plant diseases and phytophageous nematodes often observed when compost is used, they open up entirely new perspectives. The organisms living in compost which can inhibit soil-borne fungal diseases and phytophageous nematodes are also known in part. Nevertheless the conditions under which they can develop in compost are only gradually beginning to be understood. As a result composting, respectively an appropriate control of the fermentation process, consists above all in

piloting the fermentative organisms. In order to make progress in this area, it is going to be necessary to look more carefully into the microbial process during composting. In this area as well, compost retains the potential to significantly increase its value, which could provide it with a very pre-eminent place in sustainable agriculture

This study of the literature has shown the gaps in present-day knowledge, as well as the unanswered questions to which a response must be found in the interest of the composting industry. These questions concern amongst others the dynamics of plants nutrients, the mechanisms responsible for protection against plant diseases and phytophageous nematodes, the combined use with farm waste fertilisers and other organic fertilisers, the combination of applications of compost with other methods of plant cultivation and production, and the effects of digestate and digestate compost. In all of these areas, there is a notable need for research.

Alfred Berner, FiBL

Markus Bieri, Ecobel GmbH

Ulrich Galli, TerraNova Umweltberatung GmbH

Jacques G. Fuchs, FiBL

Jochen Mayer, FAL

Konrad Schleiss, Umwelt und Kompostberatung

9 Résumé de la revue de la littérature actuelle

9.1 Législation et standards internationaux

En Suisse, seules les valeurs limites pour les métaux lourds et les modalités de remise du compost et du digestat sont réglementées explicitement (Ordonnance sur les substances). On distingue entre les *engrais de ferme* provenant d'installations pratiquant la garde d'animaux, sous forme traitée ou non traitée, et les *engrais de recyclage*, d'origine végétale, animale, microbienne ou minérale.

Le compost, digestat et eau de pressage ne peuvent être remis à des tiers que si les valeurs limites suivantes (en g/t MS) ne sont pas dépassées: *plomb (Pb) 120, cadmium (Cd) 1, cuivre (Cu) 100, nickel (Ni) 30, mercure (Hg) 1, zinc (Zn) 400, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) 4, dioxines (PCDD) et furanes (PCDF) 0.20.*

Ainsi, les valeurs limites suisses comptent parmi les plus sévères de la zone européenne. Elles garantissent de ce fait que seules des matières premières biodégradables collectées séparément peuvent être employées. Les USA par contre tolèrent des taux de polluants environ 20 fois plus élevés. Le débat se concentre là sur certains herbicides difficilement dégradables (comme par exemple le Chlorpyralide et le Picloram).

En Suisse, les engrais azotés ne peuvent être épandus que pendant les périodes où les plantes absorbent l'azote. Pour les engrais liquides le sol doit aussi être apte à les retenir et à les accumuler. Pour les engrais de recyclage, l'épandage maximum autorisé sur trois ans est de 25 t MS de compost ou de digestats, ou de 100 m³ de jus de pressage, par hectare. Sur dix ans, il n'est en outre pas permis d'utiliser plus de 100 t MS de compost ou de digestats.

Les exigences en matière d'hygiène sont actuellement en révision. Les températures minimales exigées durant une période déterminée varient peu d'un pays européen à l'autre. En Suisse, on exige une température supérieure à 55°C pendant 3 semaines, alors que la plupart des pays ne prévoient que 2 semaines.

La production de compost en Suisse est financée principalement par les taxes de réception des biodéchets. Du point de vue de l'optimisation des bénéfices, ceci n'est pas favorable à une promotion durable de la qualité. Cependant, l'impulsion pour une production de qualité doit venir des producteurs eux-mêmes, s'ils ne veulent pas courir le risque que leurs produits continuent à être considérés comme des déchets.

En principe, pour tous les produits, la législation devrait réglementer les aspects fondamentaux, tels les valeurs limites pour les métaux lourds et pour les polluants, les critères d'hygiénisation et les taux de corps étrangers. Les exigences de qualité plus spécifiques devraient être formulées dans des documents orientés clients et utilisations. Des modèles semblables sont actuellement en discussion au sein des instances législatives de l'UE.

9.2 Influence de l'application du compost en agriculture sur les paramètres physiques et chimiques du sol

Tests des effets de l'application du compost sur les paramètres du sol

Les effets de l'application du compost en général et en comparaison avec ceux d'autres fertilisants organiques (engrais de ferme, boues d'épuration, etc.) ont fait l'objet de diverses études. Ces tests se sont souvent déroulés dans des conditions extrêmes (sols lourds ou légers), respectivement dans des cultures à

assolement court ou intensif (cultures agricoles uniquement), ou dans le cadre de la remise en état de sols (industrie minière), ou dans des cultures maraîchères intensives. Il manque des études sur les effets du compost en combinaison avec des engrais de ferme ou avec des engrais organiques intensifs (poudre de corne, tourteau de ricin, etc.). De même, il n'y a que peu d'études des effets de l'application du compost dans les conditions d'assolement plutôt extensives des cultures mixtes ou fourragères.

Propriétés et qualité de la matière organique du compost

Lors du compostage, la matière organique (déchets de taille, déchets des bennes vertes, fumier, déchets de papier, etc.) est dégradée par des micro-organismes aérobies en CO_2 , H_2O et en sous-produits intermédiaires. Ceux-ci sont utilisés par d'autres groupes de micro-organismes pour la synthèse de substances humiques complexes. Ceci a pour conséquence la réduction du rapport C:N de son niveau initial de 25 – 35 jusqu'à environ 17.

Qualité de l'humus

La matière organique du compost diffère de celle du sol dans presque tous ses paramètres. Le compost provenant de déchets de jardin et de cuisine montre des valeurs nettement plus élevées que le sol pour des paramètres tels que le C_{org} , le N_{tot} , le pH, les carbonates, la capacité d'échange cationique (CEC), la salinité, les chlorures et les sulfates. Il est donc facile à comprendre que l'application de substances organiques stabilisées aura pour conséquence une modification de la composition de la matière organique du sol, et que celle-ci dépendra de la qualité du compost et du lieu de l'application. L'augmentation caractéristique du contenu en lignine et en composés carbonés aromatiques du compost, par rapport aux résidus de récolte et de racines, s'explique par la proportion accrue d'éléments ligneux. Ainsi, l'accroissement de la teneur en composés aromatiques observée après l'application de compost ne doit pas être automatiquement attribuée à une humification plus avancée. De manière générale, le site et les propriétés intrinsèques du sol influencent les caractéristiques humiques de sa fraction organique de manière plus durable que la fertilisation, et recouvrent partiellement les effets liés à l'utilisation du sol.

Carbone organique et azote total

Dans la plupart des essais, l'utilisation de compost en agriculture ou en horticulture a résulté en une augmentation de la teneur en carbone organique (C_{org}) et en azote total (N_{tot}) dans l'horizon supérieur du sol durant de nombreuses décennies, jusqu'à ce qu'un équilibre soit atteint. On a généralement observé une étroite corrélation entre les quantités de matière organique apportées par le compost et l'accroissement du C_{org} dans le sol. Le niveau d'équilibre est essentiellement influencé par les facteurs locaux (sol, climat), les modes d'exploitation (travail du sol, assolement) et les quantités épandues, ainsi que par la qualité du compost.

pH

L'apport de compost conduit généralement à une élévation ou à une stabilisation du pH d'un sol cultivé. Selon la qualité de ce dernier (taux de carbonates), l'utilisation de compost peut permettre l'économie de quantités non-négligeables d'amendements calcaires.

Capacité d'échange de cations

En général, la CEC de la matière organique décomposée d'un sol est nettement plus élevée que celle des minéraux argileux. L'enrichissement d'un sol en matière organique peut donc contribuer à une élévation significative de la CEC, surtout dans les sols légers, à faible capacité d'absorption.

L'accroissement du taux de matière organique grâce à l'amendement en compost est en règle générale lié à une élévation de la CEC dans les horizons supérieurs, comme cela a pu être démontré dans plusieurs

études. En corrélation avec l'élévation du pH et de la CEC, une augmentation du taux de saturation a également été observée. Aucune étude n'est disponible concernant l'effet de l'application du compost sur l'absorption des anions.

Salinité, conductibilité électrique

Lors d'une étude de fertilisation sur 3 ans dans un sol sableux du Nord de l'Allemagne, avec du fumier, du compost de déchets de cuisine ou du compost de déchets de jardin, on a observé des taux de salinité augmentés dans la variante amendée avec le compost de déchets de cuisine. Dans les régions de climat humide, ceci ne devrait pas porter à conséquence, en raison du lessivage relativement rapide, alors qu'il faut compter avec une augmentation de la salinité du sol dans les régions de climat aride ou semi-aride.

Potentiel redox

Aucune étude n'existe concernant l'influence de l'application de compost sur le potentiel redox du sol. De nouvelles recherches sont ici nécessaires.

Stabilité des agrégats

L'augmentation de la matière organique du sol, l'élévation du pH, du contenu en calcium, ainsi que de la biomasse microbienne et de son activité, s'accompagnent aussi de la formation d'agrégats plus gros et plus stables. L'application de compost a généralement des effets positifs sur la stabilité des agrégats à plutôt court-terme (< 3 ans). Celle-ci se maintient aussi lors d'applications continues. L'utilisation de "compost mûr" améliore la stabilité des agrégats nettement plus que celle de "compost jeune".

Densité du sol et porosité

En parallèle à la croissance de la stabilité des agrégats, on a observé une diminution de la densité du sol. Cependant, celle-ci n'apparaît pas aussi rapidement que l'amélioration de la stabilité des agrégats. Ainsi, dans les études s'étendant sur 3 ans ou moins, seule une tendance à la diminution de la densité du sol a pu être démontrée, alors que les effets sur la stabilité des agrégats apparaissaient clairement.

Capacité de rétention et infiltration d'eau

La plupart des études ont montré une nette augmentation de la capacité de rétention en eau du sol après l'application de compost. Cet effet semble cependant n'apparaître qu'après un certain temps. Alors que sur un site caractérisé par un sol léger on a observé une augmentation de la capacité au champ, l'application de compost sur un sol lourd a conduit à une réduction de cette capacité.

On a pu aussi démontrer que l'amendement en compost a permis d'augmenter l'infiltration de l'eau dans ces sols. Ces effets clairement positifs apparaissent avant tout dans les études de longue durée.

Résistance à l'érosion

De manière générale on a aussi pu observer une plus grande résistance à l'érosion, respectivement une diminution de la tendance à l'érosion. L'apport de compost a amélioré la résistance à l'érosion tant hydrique qu'éolienne.

Bilan de température

Les parcelles amendées avec du compost montrent un bilan radiatif journalier de moindre amplitude. La fertilisation au compost d'un sol brun lessivé a eu pour effet une température superficielle tendanciellement plus élevée par rapport à la parcelle fertilisée avec un engrais minéral. Seules les températures minimales du sol de la parcelle fertilisée au compost étaient légèrement plus élevées. Ces résultats ne se basent que sur une seule étude. Des recherches supplémentaires sont nécessaires.

Les gaz du sol

Dans des études menées en Suisse sud-occidentale, après 9 ans de fertilisation au compost sur 5 sites, on a observé une augmentation moyenne de l'aération du sol de 15 % par rapport au témoin non traité. L'augmentation de la respiration du sol qui est fréquemment observée est due à la modification des activités microbiennes et n'est pas directement liée au métabolisme gazeux du sol (comportement d'échange gazeux). Des recherches plus détaillées sont ici nécessaires.

9.3 Influence de l'utilisation du compost sur la nutrition et la croissance des plantes

Effets sur le rendement

Les essais en pleins champs décrits dans la littérature concernant le compost donnent une image très peu homogène. Il manque souvent des données sur le compost utilisé, par ex. sur les matériaux de départ, la conduite de la fermentation, ou sur les paramètres de qualité. Il n'est souvent pas non plus précisé quelle quantité de fertilisant minéral a été ajouté comme complément. Fréquemment, les auteurs se déclarent contents lorsque, avec une quantité de fertilisant normale et un apport supplémentaire de compost, ils n'observent pas de diminution du rendement!

Compost de fumier

Dans le cas d'essais décrits comme étant réalisés avec du compost de fumier, il s'agit souvent en réalité d'un pur épandage de fumier. Dans ces cas, de très grandes quantités de fumier sont épandues, qui sur plusieurs années conduiront sans aucun doute à un enrichissement excessif du sol en éléments nutritifs. Les travaux sur ce thème proviennent très fréquemment de la région américaine ou asiatique.

Effets sur le lessivage d'éléments nutritifs

Dans un essai sur cinq ans, avec des lysimètres caractérisés par un même niveau de N_{tot} , on a constaté que l'intensité du lessivage des nitrates décroissait dans l'ordre suivant: NPK > compost de fumier > compost de déchets de cuisine > témoin > compost de bois déchiqueté.

Essais en pots

Dans des cultures d'orge, le lessivage de N dans les pots fertilisés avec du compost était plus bas que dans le témoin, le lessivage du P était en revanche plus élevé.

Simulations avec le modèle danois

Les données d'un essai de 4.5 ans d'utilisation du compost ont été utilisées pour simuler un emploi sur 50 ans, à l'aide du modèle danois de simulation de la dynamique de l'azote (DAISY). Différentes applications de compost ont produit des différences conséquentes dans un sol sableux, mais pas dans un sol argileux. De hauts rendements et des taux de nitrates réduits ont été atteints chez le blé d'hiver avec 10 t de compost /ha et an, tout comme avec une fertilisation azotée correspondant à un N_{min} de 20 kg N/ha.

Recommandations pour la prise en compte de l'azote du compost lors du bilan de fumure

L'amélioration à plus long terme du sol grâce à l'effet du compost devrait être davantage prise en compte dans les plans de fumure, en tant que bonification de la parcelle. Afin de ne pas trop accroître le pool d'azote organique dans le sol par l'azote du compost, on peut limiter quantitativement les apports du

compost. En Suisse, on se base pour cela sur le bilan de phosphore de l'exploitation, à travers les règles techniques relatives aux prestations écologiques requises (PER), une méthode qui a fait ses preuves.

Effets des composts sur la qualité des plantes

De manière générale, on constate que les plantes fertilisées avec du compost contiennent moins de nitrates dans leur biomasse. Par contre, des accumulations de nitrates ont aussi été observées dans des légumes, lorsque la concentration de nitrates dans le compost dépassait le 5 % du N total. De même, on a souvent trouvé des concentrations de vitamine C plus élevées dans les légumes fertilisés avec du compost.

Effet de la maturité du compost (âge) sur la minéralisation des éléments nutritifs et les qualités de rendement des plantes

Suite à une fertilisation avec du compost mûr provenant à 100 % de déchets de jardin, ou avec des composts frais à 70 et 100 % de déchets de jardin, le ray-grass a eu un rendement en matière sèche inférieur par rapport à une fertilisation avec d'autres types de compost. Les quantités nettes assimilées étaient clairement inférieures - pour le compost mûr uniquement pour celui constitué à 100 % de déchets de jardin. A partir de la 3^e coupe, on n'observait plus de différence entre le compost frais et le compost mûr. L'assimilation totale du N a atteint au maximum 7 % de la quantité totale d'azote amenée par le compost.

Tests d'incubation

Des tests d'incubation de composts de maturité différente, conduits à des températures du sol de 5° et 14°C durant 552 jours, n'ont pas montré de différence dans la minéralisation, mais par contre dans la dynamique de celle-ci. Pour les composts utilisés à des fins de fertilisation, la minéralisation est un des critères de qualité les plus importants. Pour les composts qui sont utilisés en plus grandes quantités comme améliorants du sol, voir comme composants des terreaux, ce sont d'autres produits de dégradation, de nature organique et ayant une influence sur les plantes, tels les acides gras à bas poids moléculaire, qui constitueront des paramètres importants du succès cultural.

Effets des composts sur les caractéristiques du sol

Le rapport $N_2:N_2O$ mesuré lors de la dénitrification est positivement corrélé avec le rapport carbone/nitrate dans l'eau du sol. Plus ce rapport est élevé, plus la libération de N_2O est faible lors de conditions anaérobies dans le sol.

9.4 Influence du compost sur les organismes du sol

Influence du compost sur la biomasse microbienne

L'effet d'un apport de matière organique dépend d'une part de la dose employée, mais aussi très fortement de la qualité de la matière organique utilisée. Un bon indicateur est constitué par la mesure de l'augmentation du carbone disponible dans le sol suite à l'apport de matière organique, en fonction de sa quantité et de sa qualité. Ainsi, il a été constaté qu'une croissance du taux de carbone soluble à l'eau chaude dans le sol correspond à une augmentation linéaire de l'azote de la biomasse. On a pu démontrer que le compost de boues d'épuration stabilisé sous aérobie favorise les microorganismes du sol plus fortement et plus durablement que des boues stabilisés sous anaérobie, en fonction de la qualité du

matériel organique. L'effet de l'apport du compost dans le sol semble donc être plus durable que celui de la matière organique stabilisée sous anaérobiose.

Influence du compost sur la diversité microbienne

L'apport de matière organique dans le sol influencera fortement et différemment les divers microorganismes. Ceci dépend d'une part de la dose, mais aussi du type de substance apportée. Ainsi le compost stabilisé de manière aérobie accroîtra plutôt la population bactérienne aérobie. Ceci est surtout valable pour les microorganismes dégradant la cellulose.

L'analyse de profils d'acides gras des phospholipides, qui fournissent des informations sur la diversité de la microflore, a permis de mettre en évidence de nettes différences entre les sols de parcelles cultivées de manière bio-organique par rapport à celles traitées de manière conventionnelle. Chose intéressante, le profil du sol traité avec des fertilisants organiques, peu d'engrais minéraux et un apport réduit de pesticides, se situait entre ceux des modes de traitement extrêmes. Sur la base des différences significatives observées entre les modes de traitement, on peut conclure que le type de fertilisation exerce une influence importante sur la composition de la communauté microbienne. De nombreuses études montrent que l'ajout de matière organique disponible dans le sol accroît l'abondance des acides gras mono-insaturés dans les profils d'acides gras, ceux-ci étant plutôt typiques des bactéries aérobies.

Influence du compost sur l'activité microbienne

Paramètres globaux

Il ne suffit pas de connaître la quantité ou la diversité des microorganismes du sol pour définir leur importance écologique. Il est tout aussi essentiel de déterminer leur activité. Ceci peut être réalisé à l'aide de la respiration du sol ou du quotient métabolique spécifique (qCO_2). Le qCO_2 est un paramètre très sensible pour percevoir des effets agissant négativement sur l'activité microbienne, car un qCO_2 plus élevé signifie une utilisation moins efficace du substrat organique, ce qui est souvent lié au stress. Plusieurs études ont montré que plus le substrat organique est facilement dégradable, plus le quotient métabolique spécifique croît. Ce n'est qu'avec l'ajout de compost hautement stabilisé biologiquement (à maturité élevée) que l'on a observé une diminution immédiate du qCO_2 . Le lien entre l'accroissement du qCO_2 et les facteurs de stress a aussi pu être démontré dans des essais impliquant du compost de déchets urbains chargé en cadmium.

En outre, le qCO_2 plus bas dans les sols traités avec des engrais organiques montre que ces communautés microbiennes sont capables de mieux utiliser la matière organique du sol pour leur croissance et nécessitent moins d'énergie pour leur maintien

Activités spécifique

Outre les paramètres sus-mentionnés, l'activité des microorganismes d'un sol peut être mesurée à l'aide d'activités enzymatiques spécifiques, qui interviennent en général dans les métabolismes du carbone, de l'azote ou du phosphore. Les microorganismes du sol contribuent de manière importante à rendre les éléments nutritifs provenant des engrais organiques disponibles pour les plantes et à les réintroduire dans le cycle de la matière. Ceci est de la plus haute importance pour l'agriculture biologique, car seuls des engrais organiques peuvent y être employés.

Des études sur diverses activités enzymatiques montrent que les apports de compost accroissent principalement l'activité des enzymes du sol spécifiques de la dégradation, et que l'effet des jeunes composts est plusieurs fois plus élevé que celle des composts plus âgés. C'est en particulier l'activité de

déshydrogénase, un indicateur des systèmes redox microbiens, qui peut être considérée comme une mesure de l'intensité des métabolismes microbiens dans le sol.

A plusieurs reprises, une gradation nette des paramètres enzymatiques du sol ne s'est dessinée que lors d'essais à long-terme. L'activité de la β -glucosidase, un indicateur de la dégradation des liaisons carbonées, montre une augmentation par paliers sous l'effet d'apports annuels de compost.

Puisque dans la plupart des sols le phosphore se trouve principalement sous forme organique, les phosphatases ont une importance particulière pour la nutrition des plantes. Les composts peuvent favoriser les phosphatases, que ce soit de manière directe, par l'accroissement de l'apport en matière organique, ou alors indirectement, par une amélioration de la disponibilité de l'eau. Le métabolisme du phosphore par la biomasse microbienne est en général plus rapide dans les sols traités écologiquement avec des apports de compost.

Influence du compost sur la dégradation de composés organiques toxiques

La dégradation de xénobiotiques est améliorée par le compost. L'ajout de matière organique au sol améliore souvent le taux de dégradation des pesticides et des hydrocarbures aromatiques polycycliques, en fonction du type et de la réactivité de la matière organique et de son effet sur les microorganismes.

Effet du compost sur les arthropodes

Plusieurs études ont montré que le nombre de collemboles est étroitement corrélé à l'augmentation du taux de carbone total qui est dû aux apports de compost. On observe une évolution marquée de la diversité en faveur des collemboles vivant près de la surface, de type héli-édaphique et épigé. Dans le cas des acariens par contre, les effets sont en général nettement moins sensibles.

Effet du compost sur les vers de terre (Lombricidés)

Etant donné le rôle central dans les processus de formation du sol joué au sein de la macrofaune du sol par les vers de terre (Lombrics), l'apport de compost doit être vu comme particulièrement positif de ce point de vue. En effet, le nombre de vers de terre dépend fortement des façons culturales et de la gestion de l'humus, et peut donc être notablement augmenté par un apport de compost.

Ainsi c'est dans des champs de blés fertilisés avec du compost que l'on a trouvé à la fois le plus grand nombre et la biomasse la plus importante de vers de terre, suivi par les parcelles fertilisées avec une variante organo-minérale. On a observé les mêmes résultats lors d'un essai comparatif sur huit ans avec des légumes et des pommes, cultivés de manière bio-dynamique ou conventionnelle. Lors d'essais de fertilisation avec du lombricompost, on a constaté que toutes les espèces de vers de terre n'étaient pas stimulées de la même façon. Ici aussi, l'apport de compost a causé un changement dans la diversité des espèces.

Effet du compost sur les nématodes

L'action antagoniste du compost sur les populations de nématodes a été démontrée à maintes reprises. Cet effet pourrait être dû à plusieurs facteurs: soit à des substances nématocides et à des toxiques produits lors de la poursuite de la dégradation de la matière organique dans le sol, ou alors à une amélioration de la tolérance des hôtes, ou encore à un changement dans la population microbienne du sol et de son activité, en particulier si l'apport de compost y a introduit ou stimulé des microorganismes nématophages.

Il est en outre intéressant de constater que dans de nombreuses études les nématodes non parasites ont été stimulés par les apports de compost. On peut supposer que les composts favorisent des nématodes prédateurs et des champignons parasites, qui détruisent spécifiquement les oeufs de certains nématodes. Ceci pourrait être exploité dans la lutte contre ces parasites.

L'effet inhibiteur du compost sur les nématodes pourrait aussi être dû à des facteurs chimiques: lors d'essais *in-vitro*, outre l'ammonium, les aldéhydes et les acides gras, les phénols ont aussi montré avoir des propriétés fortement nématicides. De même, les acides organiques des composts employés semblent aussi avoir de tels effets.

A côté de nombreuses publications qui, en démontrant leur action inhibitrice sur le développement de nématodes parasites, illustrent un des effets positifs importants de l'utilisation des composts, il existe aussi certains travaux qui montrent que le compost ou d'autres substances organiques exercent un effet faible, nul, voire même stimulant sur les nématodes.

9.5 Influence de l'utilisation du compost sur la santé des plantes

Les interactions entre les composts et la santé de plantes sont variées et complexes. Elles comprennent l'inactivation d'agents pathogènes durant la fermentation, l'influence des interactions entre les plantes et leurs agents pathogènes à l'aide de composts, ainsi que la production et l'utilisation d'infusions et d'extraits de compost dans la protection des plantes contre les maladies foliaires.

L'hygiénisation naturelle pendant le processus de compostage

Presque tous les agents pathogènes, que cela soit des champignons, des bactéries ou des virus, sont tués durant le processus de compostage. Le processus d'hygiénisation a lieu durant la première phase du compostage. Lors de la phase suivante de maturation, les pathogènes ne sont par contre plus tués.

Le paramètre le plus important pour assurer l'hygiénisation du matériel organique est la température, à condition que l'humidité dans la masse en fermentation soit suffisante.

Le compost et les pathogènes telluriques

Il y existe aussi de nombreux exemples de composts qui sont en mesure de protéger différents types des plantes contre certains parasites.

Ces effets ne se limitent pas à de simples observations en laboratoire, mais peuvent aussi être démontrés dans la pratique. En choisissant les bons composts, ces effets peuvent aussi être répétés de manière ciblée. Lorsque l'on utilise des composts contre les maladies des plantes, il faut aussi tenir compte des autres aspects liés à la fertilité du sol. Il est en effet possible que d'autres facteurs, comme par exemple un excès de compost, puissent avoir un impact négatif.

Un autre point important à prendre en compte est que tous les composts ne possèdent pas la capacité d'inhiber efficacement les phytopathologies. La forte variabilité des effets observée entre différents échantillons est assurément le plus gros écueil à l'utilisation à large échelle des composts pour des mesures ciblées de protection des plantes. La production de composts possédant des qualités définies et constantes est une nécessité indispensable pour satisfaire les attentes des utilisateurs de composts dans ce domaine.

Modes d'actions

Les mécanismes de protection par lesquels un compost agit pourront varier selon l'organisme cible. Ainsi, alors que l'inhibition du *Rhizoctonia* semble être le fait de microorganismes, ce sont probablement des substances fongostatiques résistantes à la chaleur qui agissent contre *Fusarium sp.*

Le mécanisme de protection principal contre les maladies des plantes semble cependant clairement dépendre de l'activité microbienne du compost. De nombreux travaux montrent qu'un traitement par la chaleur, qui tue la flore microbienne du compost, réduit aussi à néant les effets suppressifs. Le traitement d'un compost d'écorces mature durant six jours à 60°C suffit pour détruire son potentiel d'action contre les maladies.

L'effet suppressif du compost et de ses activités microbiennes est en outre souvent corrélé à la vitesse d'hydrolyse de l'acétate de fluorescéine. Les organismes suivants ont été régulièrement isolés de composts à effets suppressifs: *Trichoderma asperellum*, qui agit contre la fusariose de la tomate; *Acromonium sp.* provenant d'un compost de déchets et qui parasite *Phytophthora nicotianae*; *Bacillus subtilis*, survit à la phase chaude de la dégradation; *Aspergillus sp.*, *Geotrichum sp.* et *Pythium sp.* non sporulant. Divers antagonistes efficaces ont été isolés de composts d'écorces, par ex.: *Trichoderma sp.*, *Gliocladium sp.*, *Penicillium sp.*, *Mortierella sp.*, *Paecilomyces sp.*, *Geomyces sp.*, *Ophiostoma sp.*

Les composts peuvent dans certains cas agir aussi directement contre les pathogènes, c'est-à-dire qu'ils en compromettent la survie aussi en l'absence de la plante hôte, en empêchant le développement de la population de pathogènes. Dans d'autres cas, le compost n'agit sur les pathogènes qu'en présence de l'hôte.

Paramètres chimiques et physiques

Outre les activités biologiques, certaines propriétés chimiques des composts peuvent aussi contribuer à son potentiel suppressif. La baisse de la concentration en carbone est corrélée à l'augmentation du potentiel suppressif. Les substrats à suppressivité augmentée se reconnaissent souvent à leur faible disponibilité des éléments nutritifs et à leur population importante de microorganismes mésophytes fortement actifs.

Outre l'activité microbienne du compost, le taux de nitrates dans le sol semble aussi avoir une certaine influence: des taux élevés de nitrates peuvent diminuer l'activité suppressive.

On connaît aussi des exemples qui montrent que c'est avant tout l'offre globale en éléments nutritifs et l'amélioration des propriétés physiques du sol qui agissent de manière bénéfique sur la santé des plantes, permettant de diminuer les dégâts dus aux pestes fongiques.

Stimulation de l'activité microbienne du sol

Le compost agit vraisemblablement autant à travers son activité microbienne intrinsèque que par la stimulation des activités microbiennes du sol. Des apports de compost dans un sol augmentent l'effet suppressif existant contre *Fusarium oxysporum* f.sp. *lini* sur le lin. Cet effet est proportionnel à la quantité de compost administré. Du compost autoclavé exerce le même effet dans un sol non traité, mais pas dans un sol autoclavé.

Différence entre le compost et d'autres engrais organiques

La différence principale entre les composts et les autres engrais organiques réside dans la composition particulière des populations microbiennes des composts. Ainsi, on a pu montrer que des apports de paille de riz amenaient de l'énergie et des éléments nutritifs autant aux pathogènes qu'aux saprophytes telluriques. Les taux de respiration étaient beaucoup plus bas après des apports de compost de paille mûr dans un sol, qu'après des apports de paille. Le risque de favoriser des agents pathogènes était nettement moindre avec les apports de compost qu'avec la paille. Des résultats semblables ont été obtenus avec des

écorces fraîches et compostées. Ceci est probablement dû à l'apport supplémentaire de cellulose que fournit la matière organique fraîche, que les parasites peuvent utiliser pour leur croissance. Dans le compost, il y a nettement moins de cellulose disponible.

Importance de la composition des intrants

L'importance des intrants pour l'effet suppressif des composts a été étudiée par divers auteurs.

L'impression générale qui se dégage des travaux analysés est que la composition du mélange de départ ne joue qu'un rôle indirect. Le degré de maturité physiologique des composts, les différences au niveau de la population microbienne, ainsi que la disponibilité de l'azote semblent exercer la plus grosse influence. Quelques auteurs ont pu expliquer à l'aide de ces facteurs les différences d'efficacité contre les maladies des plantes constatées entre les composts. Seul l'ajout de matériaux contenant de la lignine durant la phase de maturation, comme par exemple des fibres de chanvre comme succédané de la tourbe, a permis d'augmenter nettement le potentiel suppressif des composts, vraisemblablement par stimulation de la population de *Trichoderma* spp.

Quantité administrée

L'effet suppressif des composts est en général proportionnel à la quantité administrée. Comme le compost est fortement tamponné du point de vue des microorganismes, il est cependant possible qu'en cas d'apports trop élevés, on observe plutôt une inhibition de la croissance, en raison d'une salinité trop élevée ou d'un excès d'élément nutritifs, dont les effets s'opposeraient à l'action contre les pathogènes.

Degré de maturité du compost

On distingue entre effet suppressif "général" et "spécifique", c'est à dire entre effet "quantitatif" et "qualitatif". L'origine de ces différents types d'effet est à rechercher dans les populations microbiennes qui colonisent le compost et qui évoluent tout au long du processus de dégradation. Des composts d'âge différent pourront donc avoir des effets différents sur des agents pathogènes.

De nombreux auteurs ont pu démontrer que le degré de dégradation du matériel organique joue un rôle déterminant. Les composts très jeunes montrent en général un effet suppressif très faible. Des taux trop élevés en substances nutritives et énergétiques (glucose, acides aminés, etc.) dans des matériaux organiques frais peuvent inhiber la synthèse d'enzymes essentiels chez les organismes antagonistes.

Plus la maturation avance, plus l'effet suppressif augmente. Une fois que la maturité a dépassé un certain seuil, lorsque la matière organique a atteint un haut niveau de stabilité, l'activité microbienne décroît et le compost perd de son effet suppressif.

Dans certains cas, les composts jeunes sont plus efficaces que les composts murs. Ainsi, il a été possible de protéger avec succès des plantes de choux de l'attaque de *Plasmodiophora brassicae* à l'aide de différents jeunes composts. L'effet protecteur diminuait avec l'augmentation du degré de maturité du compost.

Pour certains agents pathogènes, l'influence du degré de maturité n'est pas connue.

Mesures permettant d'augmenter le potentiel suppressif du compost

Divers auteurs propagent l'idée d'une inoculation ciblée du compost avec des antagonistes choisis, ce qui permettrait d'en garantir une qualité stable. Une inoculation avec *Trichoderma harzianum* augmente effectivement l'effet suppressif des composts après la phase chaude.

D'autres possibilités sont offertes par les techniques de compostages à plusieurs phases. Ainsi on a pu augmenter fortement la proportion de dérivés chitineux à pouvoir suppressif dans le compost, grâce à des déchets de crabes.

L'ajout de matériaux riches en lignine durant la phase de maturation a stimulé les champignons lignolytiques, tels que *Trichoderma* spp.

Effets à long terme / application pratique

Aujourd'hui il existe suffisamment de travaux fondés qui confirment que les effets positifs des composts sur la santé des plantes ne sont pas uniquement des phénomènes de laboratoire. Ainsi, grâce à l'application de compost de déchets de jardin dans des cultures de framboises (20 l par mètre linéaire au printemps et en automne), il a été possible de combattre efficacement la pourriture des racines (*Phytophthora fragariae* var. *rubi*).

L'effet en plein champ n'est cependant pas toujours aussi spécifique que dans le cas des framboisiers, mais la croissance et la santé des plantes sont favorisées de manière globale. Ainsi dans une étude, la quantité de pommes de terre commercialisables a pu être accrue de manière significative par l'apport de fumier de champignonnière.

L'effet positif des composts en plein champ repose probablement sur plusieurs facteurs: la fertilisation azotée des plantes, la stimulation de l'activité microbienne du sol, ou l'activité des microorganismes du compost lui-même.

Dans la pratique, les composts pourraient offrir une alternative aux traitements au bromure de méthyle. Mais pour que cette méthode soit efficace, il faut prêter une attention particulière à la qualité des composts. Les paramètres importants sont le bilan azoté, la maturité et la stabilité des composts, ainsi que le moment de l'application. En Suisse, le compost est appliqué avec succès après la stérilisation à la vapeur du sol, afin de rendre la vie au sol, d'accroître l'efficacité du traitement et de garantir sa durabilité.

Compost et résistance induite

Les composts n'influencent pas la santé des plantes seulement dans le cas des pathogènes telluriques. Lors d'essais sur des racines, où seule la moitié avait été traitée avec du compost, celui-ci a induit une résistance à *Pythium ultimum* dans des plants de concombres. Ces effets étaient perdus par la stérilisation du compost.

Non seulement les composts, mais aussi leurs extraits peuvent induire une résistance dans les plantes. Dans ces cas, les mécanismes d'induction sont alors résistants à la chaleur.

Différents extraits de compost et des applications de compost dans le sol ont protégé des plantes d'orge de l'attaque d'*Erysiphe graminis* f.sp. *hordei*. Un effet additif a été observé lors de l'utilisation combinée de ces deux méthodes.

La résistance induite par le compost paraît se baser plus sur un renforcement des réactions de défense des plantes contre les infections que sur une activation d'organismes antagonistes.

Extraits de compost et maladies foliaires

Comme cela a été déjà mentionné, les extraits aqueux de compost peuvent être vaporisés directement sur les feuilles comme les fongicides habituels, afin de protéger les plantes des maladies. De nombreux travaux citent de tels effets. Une présentation de la littérature actuelle concernant ces techniques vient d'être publiée.

Choix des composts

La question des meilleurs composts pour la fabrication d'extraits n'a pas encore été clarifiée en détail; il subsiste encore des contradictions. Sur la base d'une étude, il semble que les extraits de compost de marc de raisin soient plus efficaces que ceux de compost fabriqué à partir de fumier de mouton ou d'un mélange de fumier de poule et de mouton. En effets, ces derniers perdent leur effet de protection des poivrons contre *Botrytis* sp. lorsque les extraits sont dilués 5 ou 25 fois, alors que ce n'est pas le cas des extraits fabriqués à partir de compost de marc de raisin.

Outre la composition des matériaux de départ, la degré de maturité du compost joue aussi un rôle dans l'efficacité de l'extrait. Les composts stockés depuis longtemps, qui sont stabilisés physiologiquement, se montrent moins efficaces que ceux plus jeunes.

Influence de la durée de l'extraction

La durée du processus d'extraction influence l'efficacité de l'extrait. Avec du fumier de champignonnière par exemple, l'efficacité de l'extrait croît avec la durée de l'extraction et atteint son maximum après 5 à 9 jours. La durée minimum de l'extraction nécessaire pour protéger la vigne contre *Botrytis cinerea* est d'au moins 10 jours.

D'autres auteurs ont trouvé que l'inhibition de la germination des spores et de la croissance mycélienne de *Botrytis cinerea* était indépendante de la durée de l'extraction. L'effet *in vivo* de l'extrait était le plus fort pour une durée d'extraction de trois à huit jours.

Une réduction du potentiel dans des extraits à longue durée d'extraction a aussi été observée. L'étude portait sur l'effet suppressif d'extraits de compost sur la pourriture des racines du gazon causée par *Pythium graminicola*. L'effet suppressif maximal de la maladie était atteint avec un temps d'extraction de quatre jours. Après quatorze jour d'extraction, l'effet suppressif était perdu. On a aussi trouvé que la température de l'eau utilisée pour l'extraction influence les résultats: en-dessous de 20°C, l'effet de l'extrait diminue.

Sensibilité de l'extrait à la chaleur

La plupart des rapports mentionnent qu'un traitement à la chaleur cause la perte de l'effet suppressif des composts. Cependant, de nombreux auteurs ont observé au contraire que l'activité des extraits de compost est conservée aussi après un traitement à la chaleur, même après que la solution ait été filtrée à travers une membrane de 0.2 µm. Il semble d'ailleurs que le principe actif des extraits de fumier de champignonnière repose sur de petites molécules stables à la chaleur, qui ne sont pas de nature protéique et sont produites par des microorganismes anaérobies.

La situation à cet égard n'est pas claire. Il existe aussi des observations où des extraits de compost ont perdu leur efficacité après stérilisation. Les auteurs en ont alors déduit que le mécanisme de protection était de nature microbienne.

Ces données contradictoires indiquent qu'il y a probablement différents principes actifs responsables de la protection des plantes contre les maladies dans les extraits de compost. Il est vraisemblable que certains métabolites secondaires excrétés par les microorganismes durant l'extraction sont responsables de la protection des plantes. Selon le stade physiologique dans lequel l'extrait est utilisé, la mort des microorganismes pourrait perturber ce processus. Des recherches ultérieures sont nécessaires pour éclaircir ces questions.

Effets microbiens des extraits

Les effets d'extraits de compost sur l'équilibre microbien de la phyllosphère ont été décrits à maintes reprises. On a aussi mis en évidence des corrélations claires entre les activités microbiennes dans la

phyllosphère et la suppression des maladies. L'effet protecteur provient de l'inhibition de la germination des spores, d'antagonismes et de concurrence avec les agents pathogènes, ainsi que de l'induction de réactions de résistance dans les plantes hôtes.

Le fait que la stérilisation de certains extraits de compost n'a pas pour conséquence de réduction d'efficacité, parle en faveur de la thèse de l'apport en matières nutritives.

Influences sur les agents pathogènes

Dans certaines expériences, on a pu observer une inhibition directe de champignons parasites par des extraits de compost de fumier. C'est pourquoi on a considéré la résistance induite comme le mécanisme de protection le plus vraisemblable chez les plantes supérieures. De nombreux autres auteurs ont cependant aussi constaté une inhibition des sporanges, de la germination des conidies, et aussi de la croissance mycélienne de plusieurs champignons (chez *Plasmopara viticola*, *Venturia inaequalis*, *Botrytis cinerea*, *Cochiobolus carborum*, ainsi que *Sphaeropsis sapinae*).

Résultats des tests en pleins champs

Dans des conditions contrôlées, des pommiers ont pu être protégés efficacement de la tavelure du pommier (*Venturia inaequalis*) à l'aide d'extraits de compost. En pleins champs, cette protection s'est révélée insuffisante, probablement en raison de la pression très forte de la maladie, due aux conditions atmosphériques humides qui régnaient. Lors d'autres essais, il a été possible, grâce à un traitement hebdomadaire des pommiers, de réduire de façon significative la tavelure sur les feuilles, mais il n'en fut pas de même sur les fruits.

Des applications réussies d'extraits de compost en plein champ ont été décrites sur la vigne. Ketterer and Weltzien ont obtenu un bon contrôle du rougeot (*Pseudopeziza tracheiphila*), ainsi que du mildiou et de l'oïdium de la vigne (*Plasmopara viticola* et *Uncinula necator*) avec cinq traitements à l'extrait de compost. Le dernier des auteurs mentionnés décrit aussi une protection efficace des pommes de terre, obtenue en plein champ contre *Phytophthora infestans*, surtout lorsque les extraits de compost avaient été enrichis avec des microorganismes antagonistes. Il existe aussi un rapport du même auteur concernant une utilisation réussie dans la culture des fraises contre *Botrytis cinerea*.

Des utilisations réussies d'extraits de compost sont aussi connues dans la culture maraîchère. Une application hebdomadaire d'extrait de compost de fumier de mouton sur des tomates a permis non seulement de réduire l'atteinte par *Alternaria solani*, mais aussi d'augmenter le rendement de la récolte. Une réduction significative des dommages dus au *Botrytis* et à l'oïdium de la tomate (agent pathogène: *Leveillula taurica*) a été obtenue dans des cultures commerciales sous serre, avec des extraits de compost de fumier de mouton. Avec la même fréquence hebdomadaire de traitement appliquée à des salades, il n'a pas été possible de diminuer l'incidence du *Botrytis*, mais l'intensité de la maladie a cependant été réduite. Ceci a permis de commercialiser un nombre nettement supérieur de salades.

Dans des essais en plein champ, on a procédé à une désinfection des semis de blé à l'aide de lait maigre en poudre, de farine de blé et de poudre d'algue, et réduit ainsi fortement les atteintes dues à la carie du blé (*Tilletia caries*). L'emploi d'extrait de compost comme agent adhésif a accru l'efficacité des préparations testées.

Accroissement de l'efficacité

L'adjonction de substances nutritives dans les extraits n'en a pas amélioré l'efficacité. Par contre, l'adjonction de 0.5 % de caséine améliorerait l'efficacité des extraits de compost, bien que celle-ci seule ne

montre aucune action inhibitrice contre les maladies. Un même effet a été obtenu avec de l'huile d'aiguille de pin (0.05 %).

Un épandage de compost sur le sol et le traitement des feuilles d'orge avec des extraits de compost protègent efficacement la plante contre *Erysiphe graminis* f.sp. *hordei*. En combinant les deux méthodes on a observé un effet additif.

9.6 Conclusions

Les composts peuvent améliorer durablement les propriétés du sol. Diverses études ont montré qu'avec le temps, les apports de composts accroissent la stabilité des agrégats et la porosité des sols qui en avaient reçus. Dans les deux cas, il s'agit de caractéristiques du sol qui en augmentent la valeur d'un point de vue cultural. Les sols dont les agrégats sont plus stables se désagrègent moins facilement et bénéficient d'un échange gazeux accru, ainsi que d'une meilleure percolation des eaux de pluie dans les horizons supérieurs. Une porosité augmentée améliore l'échange gazeux dans les horizons plus profonds, permettant une percolation facilitée des eaux de surface vers les couches plus profondes du sol.

Les composts peuvent être considérés comme des améliorants génériques du sol. Bien qu'il ne faille pas sous-estimer l'importance du recyclage des éléments nutritifs lors du compostage, il ne faut en aucun cas comparer directement les composts avec les engrais minéraux. On ne peut attendre un effet rapide que de composts particuliers, caractérisés par une proportion élevée de nitrates d'origine bactérienne. La majorité des composts se signale par leur teneur en substances ligneuses relativement élevée (en cas de forte proportion de bois dans les intrants). Si la fermentation est bien conduite, ces substances contribuent de façon importante à élever le taux d'humus du sol. A l'exception des sols tourbeux, on cherche généralement à obtenir un taux d'humus plus élevé et donc plus "stable". Ceci permet d'augmenter notablement dans le sol, tant la capacité de stockage des substances nutritives, que leur disponibilité pour les plantes. Cet effet est encore plus accentué dans les sols tropicaux. Une bonne gestion de l'humus permet d'y éviter l'empoisonnement par l'aluminium. Dans de tels sols, il est possible d'obtenir beaucoup par une gestion pointue du compost. De ce point de vue, il est essentiel pour l'utilisateur de pouvoir évaluer correctement la valeur du compost directement au moment de sa production. On ne peut donc renoncer à la mise au point de paramètres fiables et simples qui permettent une prédiction des effets du compost sur le sol et les plantes cultivées.

Il n'est pas non plus étonnant que l'apport de matière organique stimule aussi la faune et la flore du sol. On trouve beaucoup d'études qui indiquent que l'utilisation du compost stimule globalement les vers de terre. L'importance de ceux-ci pour l'agriculture a déjà été discutée en détail ailleurs.

Les effets suppressifs sur les phytopathologies et les nématodes phytophages, souvent observés lors de l'utilisation du compost, ouvrent, eux, des perspectives entièrement nouvelles. On connaît aussi en partie quels sont les organismes qui vivent dans le compost et sont en mesure d'inhiber les maladies fongiques telluriques et les nématodes phytophages. Cependant ce n'est que petit à petit que l'on commence à comprendre dans quelles conditions ils peuvent se développer dans le compost. Il en ressort que le compostage, respectivement une conduite appropriée de la fermentation, consiste avant tout en un pilotage des organismes fermentatifs. Afin de progresser dans ce domaine, il va falloir se pencher de plus près sur les processus microbiens durant le compostage. Dans ce domaine aussi, le compost possède un potentiel intéressant d'accroissement de sa valeur, ce qui pourrait lui octroyer une place très préminente dans une agriculture durable.

Cette étude de la littérature a permis de mettre en évidence les lacunes dans les connaissances actuelles, ainsi que les questions restant ouvertes, qui doivent trouver réponse dans l'intérêt de la branche du

compostage. Ces questions concernent entre autres la dynamique des éléments nutritifs pour les plantes, les mécanismes responsables de la protection contre les phytopathologies et les nématodes phytophages, l'utilisation combinée avec des engrais de ferme et d'autres engrais organiques, la combinaison d'apports de compost avec d'autres méthodes de culture et de production végétale, les effets du digestat et du compost de digestat. Dans tous ces domaines, il subsiste un besoin notable en matière de recherche.

Alfred Berner, FiBL

Markus Bieri, Ecobel GmbH

Ulrich Galli, TerraNova Umweltberatung GmbH

Jacques G. Fuchs, FiBL

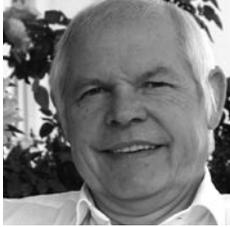
Jochen Mayer, FAL

Konrad Schleiss, Umwelt und Kompostberatung

Autoren



Alfred Berner studierte Agronomie an der ETH Zürich. Arbeitete 1983 an der EAWAG im damaligen Bereich der Abfallwirtschaft. Seit 1985 zuständig am Forschungsinstitut für biologischen Landbau in der Fachgruppe Einjährige Kulturen für die Themen Kompostierung und Düngung. Forschungsthemen: Auswaschungsrisiko von Feldmieten aus Mist- und Grüngutkompost; Feldrandkompostierung; Bodenverbesserung von Kompost im Ackerbau; Kompostqualität.



Markus Bieri absolvierte nach dem Agronomiestudium eine Dissertation zum Thema Bodenzoologie an der ETH-Zürich. Mitinhaber der Ecobel GmbH, die Trommeln zur Herstellung von Regenwurmkompost oder zur Aufbereitung von stickstoffreicher Abfällen entwickelte. Beratungstätigkeiten zur Pflanzennährstoff-Recyklierung in städtischen und ländlichen Projekten in Aethiopien. Ab 2003 technische Betreuung der Sparte Schneckenbekämpfung der Lonza AG.



Jacques G. Fuchs studierte Agronomie an der ETH-Zürich. Nach einer Dissertation in Bodenmikrobiologie gründete er die Biophyt AG. Seit 2001 ist er auch Projektleiter an der Gruppe Phytopathologie des Forschungsinstitutes für biologischen Landbau in Frick (CH). Er befasst sich seit über zehn Jahren im Gebiet der Kompostqualität und der Interaktionen zwischen Komposten und Pflanzengesundheit, von der Grundforschung bis zur Praxisanwendung. Weitere Tätigkeitsgebiete umfassen u.a. Inspektionen von Kompostierwerken und Kursleitung zur Ausbildung der Mitarbeiter von Kompost- und Vergärwerken. Mitautor der VKS-Richtlinie 2001.



Ulrich P. Galli studierte Biologie am Pflanzenphysiologischen Institut der Universität Bern. 1994 schloss er die Dissertation über die Schwermetall-Problematik bei Wurzelpilzen ab. Von 1995 bis 2002 leitet er das Labor Vollenweider in CH-2540 Grenchen. Dieses Labor ist auf die Kompostanalytik spezialisiert. Heute ist er Geschäftsführer der Terra Nova Umweltberatung GmbH in CH-Breitenbach. Weitere Tätigkeitsgebiete umfassen Umweltberatungen von industriellen Betrieben, Inspektionen von Kompostierwerken, Kursleiter zur Ausbildung der Mitarbeiter von Kompost- und Vergärwerken. Er ist Mitautor der VKS-Richtlinie 2001.



Jochen Mayer studierte Agronomie an der TU Berlin und der Universität Hohenheim. Er arbeitete als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Ökologischen Landbau der Universität für Bodenkultur in Wien und promovierte am Fachgebiet Ökologischer Land- und Pflanzenbau der Universität Kassel in Witzenhausen im Bereich Bodenbiologie und Pflanzenernährung. Seit 2002 ist er verantwortlicher Projektleiter des Bereichs Recycling- und Hofdünger bei agroscope FAL-Reckenholz in Zürich. Er befasst sich dort mit Fragen des Umsatzes von Kompost und Hofdüngern im Boden, deren Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit und des optimierten Praxiseinsatzes.



Konrad E. Schleiss studierte Agronomie an der ETH Zürich. Schon 1990 erhob er für das BUWAL den Stand der Kompostierung in der Schweiz. 2002 folgte eine Marktstudie. 1999 schloss er an der ETH die Dissertation über die Grüngutbewirtschaftung im Kanton Zürich. Seit 10 Jahren leitet er die Umwelt- und Kompostberatung K.Schleiss. Weitere Tätigkeitsgebiete umfassen u.a. Inspektionen von Anlagen, Ausbildung der Mitarbeiter von Kompost- und Vergärwerken, Marktbeobachtung. Er ist Mitautor der VKS-Richtlinie 2001. Probenahmen und Interpretationen von Analysen sind für ihn ein wichtiges Bindeglied zur Praxis.

Die vorliegende Literaturstudie bietet eine Übersicht zu den Forschungsergebnissen zu Grüngutverwertung und zeigt Wissenslücken auf.

Folgende Themen werden in der Studie abgedeckt:

- Pflanzengesundheit
- Pflanzenernährung
- bodenphysikalische und bodenchemische Eigenschaften der Böden
- Beeinflussung der Bodenfauna und -flora sowie das biologische Gleichgewicht der Böden

Die Arbeit stellt auch den Stand der Technik in der Kompostierung und Vergärung im internationalen Vergleich dar.