Anhang 2, Teil 3

Kompost-Abschlussbericht 2008

Punkt C 2.2.2.2 Bodenbiologische Untersuchungen

Ausführlicher Ergebnisbericht

Autor: Dr. Holger Flaig

Gliederung:

1 Einführung
2 Methoden
3 Ergebnisse: 3.1 Mikrobielle Biomasse
3.2 Cmic/Corg-Verhältnis
3.3 Stickstoff-Mineralisierung
3.4 Alkalische Phosphatase
4 Diskussion
5 Zusammenfassung
6 Literatur

1 Einführung

Die bodenbiologischen Untersuchungen hatten zum Ziel, einige Parameter, die für die Charakterisierung der Bodenfruchtbarkeit und der biologischen Aktivität der Böden wichtig sind, näher zu untersuchen. Wichtigster Parameter ist die mikrobielle Biomasse. Sie wird über ein Verfahren bestimmt, das den Anstieg der Atmungsaktivität nach Zugabe von Glucose als Maß für die physiologisch aktive Menge an Mikroorganismen im Boden nimmt. Für die Abbau- und Syntheseleistungen im Boden sind im Wesentlichen Bakterien und Pilze verantwortlich, darunter fällt auch die Mobilisierung anorganischer Nähr- und Spurenstoffe aus organischer Bindung.

Ob Unterschiede in der Menge an Mikroorganismen lediglich auf unterschiedliche Mengen an organischer Substanz zurückzuführen sind oder andere Ursachen haben, lässt sich aus dem Cmic/Corg-Verhältnis ableiten. Dabei wird der Kohlenstoff aus Mikroorganismen (Cmic aus Bestimmung mikrobieller Biomasse) zum Kohlenstoff aus der organischen Substanz insgesamt (Corg aus Bestimmung des Humusgehalts) in Beziehung gesetzt.

Stickstoff ist einer der wichtigsten Nährstoffe für die Pflanze, die ihn jedoch nur in anorganischer Form (NH_4^+, NO_3^-) aufnehmen kann. Die Freisetzung organisch gebundenen Stickstoffs und die Mineralisierung zu pflanzenverfügbaren Verbindungen ist eine Leistung der Bodenmikroorganismen. Im Labor gemessen wurde die Bildung von Ammonium (NH_4^+) aus organischem Stickstoff nach Inkubation der Bodenproben in anaerobem Milieu. Die Methode wird als biologischer Indikator für die Stickstoffverfügbarkeit empfohlen (Keeney 1982) und liefert einen gültigen relativen Maßstab für die Fähigkeit des Bodens, N für das Pflanzenwachstum freizusetzen.

Die Aufnahme von Phosphor in die Pflanze setzt ebenfalls die Mineralisierung organisch gebundenen Phosphors in anorganisches Orthophosphat (PO_4^{3-}) voraus – eine mikrobielle Leistung. In den meisten Böden ist der organisch gebundene P-Anteil höher als der anorganische; das ist gerade auch in kompostbeaufschlagten Böden anzunehmen. Enzymatisch katalysiert wird die P-Freisetzung durch verschiedene Phosphatasen, induzierbare Enzyme, die vor allem bei geringer Verfügbarkeit von Phosphor verstärkt gebildet werden. Phosphatasen können sowohl aus Pflanzenwurzeln stammen, als auch mikrobiellen Ursprungs sein. Die alkalische Phosphatase, die ihr Aktivitätsoptimum bei höheren pH-Werten besitzt, ist vor allem auf Bodenmikroorganismen zurückzuführen, da sie von pflanzlichen Geweben nicht ausgeschieden wird. Phosphatasen sind nicht nur intrazellulär katalytisch aktiv, sondern können auch extrazellulär in Ton-Humus-Komplexen weiterhin zur Phosphatmineralisierung beitragen (Tabatabai und Dick 2002). Insofern ist eine gemessene Aktivität nicht nur auf lebende, aktive Organismen zurückzuführen.

2 Methodik

Standort- und Variantenwahl

Von den sechs Standorten des Langzeitversuchs zur Kompostverwertung in der Landwirtschaft (GKRS 2003, „DBU-Projekt“) wurden für die Abschlussuntersuchungen 2006 drei Standorte ausgesucht, die in den früheren Untersuchungen eine relativ deutliche Kompostwirkung gezeigt hatten:

Standort	*Bodenart*	*Versuchsdauer bis 2006*
Forchheim	leichter Boden (lS)	12 Jahre
Stockach	mittlerer Boden (sL/uL)	12 Jahre
Heidenheim	schwerer Boden (uL)	9 Jahre

Im vorangehenden Projekt wurden drei Stufen der Kompostzugabe und drei Stufen der Stickstoffdüngung miteinander kombiniert. Bei der Variante „ohne N-Düngung“ (N0) wird die reine Kompostwirkung erfasst (praxisfern), bei „optimaler N-Ergänzungsdüngung“ (N2) die Wirkung, wie sie in der Praxis überwiegend auftritt (praxisnah). Zwischen beiden Extremen wurden im DBU-Projekt überwiegend keine wesentlichen Unterschiede festgestellt. Daher wurden in den Abschlussversuchen nur Varianten mit optimaler N-Ergänzungsdüngung (N2) geprüft, und zwar ohne Kompost sowie mit Kompostgaben von 10 t/ha TM bzw. 20 t/ha TM, um gegebenenfalls Komposteffekte bei maximal erlaubter bzw. zu Forschungszwecken bei doppelter Ausbringungsmenge feststellen zu können:

Variante (nach GKRS 2003)	*Kompoststufe*	*Bewertung*
V 3	ohne Kompost (Stufe K0)	Kontrolle
V 9	10 t/ha TM (Stufe K2)	hohe Gabe
V 12	20 t/ha TM (Stufe K3)	überhöhte Gabe

Pro Variante wurden vier Teilflächen als Wiederholungen angesetzt, pro Standort also 12 Flächen beprobt.

Probenahme und Probenvorbereitung

Die Probenahme erfolgte im Sommer 2006 nach Versuchsabschluss und nach der Ernte von Wintergerste (Termine: Stockach - 20.7.06, Heidenheim - 26.7.06, Forchheim - 2.9.06). Die Bodenproben für die biologischen Untersuchungen wurden als geschürfte Mischproben aus einer Tiefe von 10-15 cm entnommen (Gueinzius, pers. Mitt.).

Die Proben wurden nach Eingang im Kühlraum gelagert, feldfeucht auf ≤ 2 mm gesiebt, portioniert und eingefroren. Lediglich die Proben aus Stockach wurden aus Versehen unmittelbar nach der Lieferung eingefroren. Sie wurden vor Beginn der Messkampagne im Kühlraum aufgetaut, dann gesiebt und bis zur Messung kühl gelagert, aber nicht wieder eingefroren. Ein bis zwei Wochen vor den Messungen wurden die Proben im Kühlraum aufgetaut und zuletzt bei Raumtemperatur gelagert. Teilproben für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse wurden mindestens eine Woche vor der Messung auf eine für Mikroorganismen optimale Wasserhaltekapazität von 40 bis 60% eingestellt und bei 22 ℃ gelagert.

Wassergehalt

Der Wassergehalt wurde aus der gravimetrischen Wassergehaltsdifferenz zwischen feldfrischem und trockenem Zustand ermittelt (Trocknung bei 105 ℃) (VDLUFA I, C 1.1.1).

Wasserhaltekapazität

Wasserdurchlässige Filtertiegel wurden auf einer porösen Keramikunterlage in einer mit destilliertem Wasser gefüllten Schale für mindestens 2 Stunden gewässert. Die Tiegel wurden gewogen und eine Bodenmenge eingefüllt, die 25 g Trockenmasse entspricht. Die befüllten Tiegel wurden abgedeckt und 24 Stunden auf der Keramikunterlage in der Schale gewässert. Der Wasserspiegel darf dabei den Tiegelfilter nicht erreichen. Anschließend wurden die Tiegel mit dem Boden zurückgewogen und die Wasserhaltekapazität in Prozent der Trockenmasse des Bodens berechnet (Hausmethode in Anlehnung an DIN 14240-2, Anhang A). Die Prozedur dient dazu, den für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse notwendigen Feuchtegrad der Proben auf 40-60% der maximalen Wasserhaltekapazität einstellen zu können.

Mikrobielle Biomasse

Werden die Bodenproben mit einem leicht verfügbaren Substrat (Glucose) versetzt, so veratmen die vorhandenen, physiologisch aktiven Mikroorganismen das Substrat. Die vorhandene Bodenatmung („Basalatmung“) wird für einige Stunden deutlich auf ein bestimmtes Niveau erhöht (SIR – substrat-induzierte Respiration), das von der

vorhandenen Menge atmungsaktiver Mikroorganismen abhängt. Danach setzt das Wachstum der Mikroorganismen mit stark erhöhten Atmungsaktivitäten ein. Aus dem erhöhten „Zwischenniveau“ der Atmungsreaktion kann man indirekt die mikrobielle Biomasse berechnen. Die Atmungsmessungen detektieren die CO_2-Abgabe der Böden mittels Infrarot-Gasanalysator in einer Messanordnung nach Heinemeyer et al. 1989 (DIN 14240-1). Ein direkter Rückschluss von im Labor nachgewiesener aktiver Biomasse auf Stoffwechselleistungen im ungestörten Boden im Freiland ist allerdings nicht zulässig.

N-Mineralisation

Durch die Bestimmung der N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch nach Kandeler (1993, in Schinner et al.: Bodenbiologische Arbeitsmethoden) sollen Effekte der Kompostgaben auf die N-Dynamik der Böden erfasst werden. Hierbei werden Böden mit Wasser überstaut und bei 40℃ 7 Tage inkubiert. Die Nitrifikation wird unter diesen Bedingungen unterbunden. Der aus organischen Stickstoffverbindungen mit Hilfe der Mikroorganismen freigesetzte Ammonium-Stickstoff wird mit Kaliumchlorid extrahiert und kolorimetrisch bestimmt. Die Bestimmung beruht auf der Indophenolblau-Reaktion, der Bildung eines blauen Azofarbstoffes aus Phenolderivaten in Gegenwart von Ammonium und Hypochlorit bei einer Reaktionstemperatur von 40℃.

Die Resultate geben Aufschluss über die zum Probenahmezeitpunkt bzw. Analysezeitpunkt aktuelle Leistungsfähigkeit der Mikroorganismen bei der N-Mineralisierung. Gemessen wird die Nettofreisetzung von NH_4^+; Prozesse, die ins Ergebnis eingehen, sind beispielsweise die Immobilisierung von freigesetztem N durch die Mikroorganismen selbst oder die zusätzliche N-Lieferung durch absterbende obligat aerobe Organismen.

Zwischen der N-Nachlieferung im aeroben und anaeroben Brutversuch besteht ein hoher Korrelationskoeffizient (0,96); die anaerobe Methode ist allerdings wesentlich schneller.

Alkalische Phosphatase

Durch die Bestimmung der Phosphatase-Aktivität sollen Effekte der Kompostgaben auf die P-Dynamik der Böden erfasst werden. Es gibt verschiedene Enzyme, die die Freisetzung von Phosphat aus organischen P-Komponenten katalysieren. Analysiert wurde die Aktivität der alkalischen Phosphomonoesterase, die vorwiegend mikrobiellen Ursprungs ist und ihr Optimum in eher alkalischem Milieu erreicht.

Bodenproben werden mit einer Lösung von Phenylphosphat-Dinatriumsalz versetzt und 3 Stunden bei 37 ℃ bebrütet. Das abgespaltene Phenol wird mit 2,6-Dibromchinon-Chlorimid in eine blau gefärbte Verbindung überführt und photometrisch bestimmt (Öhlinger 1993 in Schinner et al.: Bodenbiologische Arbeitsmethoden).

3 Ergebnisse

3.1 Mikrobielle Biomasse

Tab. 1: Mikrobielle Biomasse in den drei Varianten an den drei Standorten. Angaben in µg C pro g trockener Boden. MW: Mittelwert, s: Standardabweichung. Signifikanzniveau: Irrtumswahrscheinlichkeit <10%: *; <5%: **, <1%: ***.

Datengrundlage: 4 unabhängige Messansätze pro Wiederholung, daraus Mittelwertbildung. Dargestellt ist der Mittelwert dieser Mittelwerte (MW der Variante über die vier Wiederholungen). Standardabweichungen beziehen sich auf die vier Mittelwerte der Wiederholungen, ebenso die Signifikanzprüfung (t-Test).

Standort	Forchheim		Stockach		Heidenheim	
	MW	s	MW	s	MW	s
V3	173	16	258	25	369	18
V9	208	18	421	17	468	26
V12	248	25	502	41	517	30
	Signifikanz der Mittelwertsdifferenzen					
	V9	V12	V9	V12	V9	V12
V3	**	***	***	***	***	***
V9	---	**	---	**	---	*
	Relative Veränderung der Biomasse					
	V9	V12	V9	V12	V9	V12
V3	+ 20%	+ 43%	+ 63%	+ 95%	+ 27%	+ 40%
V9	---	+ 19%	---	+ 19%	---	+ 10%

An jedem der drei Standorte nimmt die mikrobielle Biomasse mit der Menge an aufgebrachtem Kompost zu. Dabei ist die Steigerung zwischen den Stufen V3 (ohne Kompost, nur Mineraldüngung) und V9 (10 t/ha) am höchsten; eine weitere Steigerung der Kompostgabe auf 20 t/ha führt lediglich zu 10-20% mehr Biomasse als bei der praxisnahen Gabe.

Mit bestimmend für die Menge an Bakterien und Pilzen ist die Menge an organischer Substanz und der pH-Wert im Boden. Vergleicht man die Biomassewerte mit der Veränderung der pH-Werte und der Humusgehalte zwischen den Varianten (Tab. 2), so stellt man fest, dass die Humusgehalte zwischen erster und zweiter Kompoststufe gleich stark ansteigen wie zwischen der Nullvariante und der ersten Kompoststufe. Beim pH-Wert hingegen ist – ähnlich wie bei der Biomasseentwicklung – die Anhebung zwischen der Nullvariante und der ersten Stufe deutlich stärker ausgeprägt als zwischen erster und zweiter Kompoststufe.

Die Standorte haben unterschiedliche Ausgangsbedingungen in der Höhe messbarer mikrobieller Biomasse. Hier spielt sicherlich die Bodenart eine wichtige Rolle. Im

lehmigen Sand von Forchheim ist weniger Biomasse zu erwarten als in den schluffig-lehmigen Böden von Stockach und Heidenheim; hier sind auch pH-Werte und Humusgehalte höher (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: pH-Werte und Humusgehalte an den Standorten im Jahre 2006. Angegeben sind die gerundeten Mittelwerte aus den vier Wiederholungen pro Variante.

Standort	Forchheim		Stockach		Heidenheim	
	pH	Humus [%]	pH	Humus [%]	pH	Humus [%]
V3	5,8	2,0	6,0	2,1	6,2	2,5
V9	6,1	2,4	6,6	2,7	7,0	3,6
V12	6,4	2,9	6,9	3,4	7,2	4,5

3.2 Cmic-Corg-Verhältnis

Das Verhältnis von mikrobiellem Kohlenstoff zu organischem Kohlenstoff im Boden insgesamt ist ein Anhaltspunkt dafür, ob Veränderungen in den Biomassegehalten lediglich Veränderungen in der organischen Substanz widerspiegeln oder sich spezifische An- bzw. Abreicherungsprozesse vermuten lassen. Die Ergebnisse in Tabelle 3 zeigen, dass sich die Standorte ganz unterschiedlich verhalten. In Forchheim folgt die Biomasse recht eng der Akkumulation organischer Substanz durch das jahrelange Aufbringen von Kompost. Am Standort Stockach wird die Entwicklung aktiver Biomasse durch die Kompostaufbringung stärker gefördert als die Humusakkumulation; allerdings ist zwischen den Kompoststufen 1 und 2 kein Unterschied mehr festzustellen. In Heidenheim hingegen kann die Steigerung der Biomassegehalte nicht mit der Akkumulation von Humus Schritt halten.

Tab. 3: Cmic/Corg-Verhältnis. Die Mittelwerte der Gehalte an mikrobieller Biomasse (s. Tab. 1) wurden mit den Humusgehalten bzw. dem Gehalt an organischer Substanz im Jahre 2006 in Beziehung gesetzt. Angaben in mg Cmic pro g organischem Kohlenstoff.

Standort	Forchheim	Stockach	Heidenheim
V3	15,0	21,4	25,1
V9	15,1	27,3	22,5
V12	14,7	25,7	20,0

3.3 N-Mineralisierung

Tab. 4: Stickstoff-Mineralisierung in den drei Varianten an den drei Standorten. Angaben in µg N pro g trockener Boden pro Tag. MW: Mittelwert, s: Standardabweichung. Signifikanzniveau: Irrtumswahrscheinlichkeit <10%: *; <5%: **, <1%: ***.

Datengrundlage: 2 unabhängige Messansätze pro Wiederholung, daraus Mittelwertbildung. Dargestellt ist der Mittelwert dieser Mittelwerte (MW der Variante über die vier Wiederholungen). Standardabweichungen beziehen sich auf die vier Mittelwerte der Wiederholungen, ebenso die Signifikanzprüfung (t-Test).

Standort	Forchheim		Stockach		Heidenheim	
	MW	s	MW	s	MW	s
V3	2,06	0,27	1,00	0,16	2,80	0,19
V9	3,38	0,53	3,44	0,24	6,46	0,95
V12	4,29	0,69	4,95	0,80	9,54	0,90
	Signifikanz der Mittelwertsdifferenzen					
	V9	V12	V9	V12	V9	V12
V3	***	***	***	***	***	***
V9	---	*	---	**	---	***

Die Freisetzung von Stickstoff nach Inkubation und damit die Möglichkeit, Stickstoff aus organischer Bindung für das Pflanzenwachstum zu mineralisieren, steigt mit der Höhe der Kompostgabe auf allen drei Standorten an. Wie bei der Biomasse besteht der größte Unterschied zwischen der Variante „kein Kompost“ (V3) und der ersten Kompoststufe (V9). Der Standort Heidenheim zeichnet sich durch eine vergleichsweise hohe Mineralisationskapazität aus.

Wie Tabelle 5 zeigt, steigt der Gehalt an Gesamt-Stickstoff in den Böden mit steigender Kompostgabe an, und zwar linear, d.h. auch zwischen der ersten und der zweiten Kompoststufe. Im Gegensatz dazu steigt die Mineralisationskapazität vor allem zwischen der Nullvariante und der ersten Kompoststufe (Tab. 4), so dass der Gesamtgehalt an Stickstoff allein die Aktivitätsunterschiede nicht hinreichend erklärt.

Tab. 5: Gehalte an Gesamt-Stickstoff in Prozent im Jahre 2006. Angegeben sind die gerundeten Mittelwerte aus den vier Wiederholungen pro Variante.

Standort	Forchheim	Stockach	Heidenheim
V3	0,08	0,12	0,13
V9	0,09	0,15	0,19
V12	0,12	0,19	0,26

3.4 Alkalische Phosphatase

Tab. 6: Aktivität der alkalischen Phospho-Monoesterase in den drei Varianten an den drei Standorten. Angaben in µg umgesetztes Phenol pro g trockener Boden pro Stunde. MW: Mittelwert, s: Standardabweichung. Signifikanzniveau: Irrtumswahrscheinlichkeit >10%: n. s.; <10%: *; <5%: **, <1%: ***.

Datengrundlage: 2 unabhängige Messansätze pro Wiederholung mit jeweils zwei Messwerten, daraus Mittelwertbildung. Dargestellt ist der Mittelwert dieser Mittelwerte (MW der Variante über die vier Wiederholungen). Standardabweichungen beziehen sich auf die vier Mittelwerte der Wiederholungen, ebenso die Signifikanzprüfung (t-Test).

Standort	Forchheim		Stockach		Heidenheim	
	MW	s	MW	s	MW	s
V3	49	10	143	34	182	60
V9	88	11	263	21	276	10
V12	115	12	334	13	310	33
	Signifikanz der Mittelwertsdifferenzen					
	V9	V12	V9	V12	V9	V12
V3	***	***	***	***	**	**
V9	---	**	---	***	---	n. s.

Die Phosphatase-Aktivität nimmt mit steigender Kompostgabe zu. Von der Variante „kein Kompost“ auf die praxisübliche Gabe (V9) steigt die Aktivität um ca. 80% (Forchheim und Stockach) bzw. 50% (Heidenheim) an.

Zwar nimmt auch die mikrobielle Biomasse zu (Tab. 1), die unterschiedlichen Gehalte an Biomasse erklären die Aktivitätsunterschiede aber nicht hinreichend. Trotz höherer oder gleicher Biomasse und höheren pH-Werten zeigen die Proben des Standorts Heidenheim in den Varianten 9 und 12 ähnliche oder sogar geringere Phosphatase-Werte als Stockach. Neben Biomassegehalt und pH-Wert bestimmt auch der Gehalt an anorganischem Phosphat die Aktivität der (alkalischen) Phosphatase. Die Zusammenstellung der Phosphat-Gehalte zeigt, dass am Standort Heidenheim deutlich höhere Phosphatwerte zu messen sind als in Stockach.

Tab. 7: Gehalte an Phosphat in mg P_2O_5 pro 100 g lufttrockenem Boden, Probenahme 2006. Angegeben sind die gerundeten Mittelwerte aus den vier Wiederholungen pro Variante.

Standort	Forchheim	Stockach	Heidenheim
V3	17	8	13
V9	19	14	21
V12	23	22	33

4 Diskussion

Insgesamt zeigen die Ergebnisse an allen drei Standorten, dass die Aufbringung von Kompost die Gehalte an mikrobieller Biomasse, das Potential zur Stickstoffmineralisierung und die Aktivität der Phosphatase als Indikator für die potentielle Intensität der Phosphatumsätze steigert. Dies gilt insbesondere im Vergleich zur ausschließlichen Mineraldüngung. Sehr hohe Kompostgaben über die in der Praxis erlaubte Menge hinaus steigern zwar die Werte der bodenbiologischen Parameter weiter. Allerdings geschieht dies nicht mehr im selben Maße wie gegenüber Mineraldüngung und auch nicht in dem Ausmaß, wie Humus oder Gesamtstickstoff durch die Kompostaufbringung weiter akkumulieren.

Der Gehalt an mikrobieller Biomasse hängt neben anderen Parametern vom Gehalt an organischer Substanz und in gewissen Grenzen auch vom pH-Wert des Bodens ab (Kemmitt et al. 2006). Diese Beziehungen schlagen sich nicht nur in den Durchschnittswerten der Varianten 3, 9 und 12 nieder. Auch die Wiederholungsflächen innerhalb der Varianten unterscheiden sich hier durchaus. So weisen die Wiederholungen 3 und 4 in allen Varianten des Standorts Forchheim geringere Biomassegehalte, aber eben auch geringere Humusgehalte und zum Teil (V3) auch geringere pH-Werte auf als die Wiederholungsflächen 1 und 2 (Werte nicht gezeigt). Auch an den Standorten Stockach und Heidenheim spiegeln sich deutliche Abweichungen vom Mittelwert in Humusgehalt und pH der Wiederholungen in entsprechenden Biomassewerten wider, wenn auch nicht so konsistent wie in Forchheim. Das mag daran liegen, dass sowohl die gemessenen Humus-, als auch die pH-Werte an diesen beiden Standorten zwischen den Versuchsjahren stärker schwanken.

Der pH-Wert ist auch ein entscheidendes Kriterium für die Aktivität der alkalischen Phosphatase (Renella et al. 2006) und bestimmt die Variabilität der Wiederholungen innerhalb der Varianten mit. Ein Beispiel vom Standort Heidenheim (Werte von Probenahme 2006):

Heidenheim V3	Phosphatase- Aktivität [µg Phenol / g TM*h]	Cmic [µg C / g TM]	pH
Wiederholung 3	122	362	5,8
Wiederholung 4	254	384	6,9

Darüber hinaus zeigt der Vergleich von Forchheim mit den anderen beiden Standorten den Einfluss des Biomasse-Gehalts (vgl. Tab. 6 und Tab. 1; die Phosphatase-aktiven Mikroorganismen sind ein Teil dieser Biomasse) und der Vergleich zwischen Stockach und Heidenheim den Einfluss des Phosphatgehalts (Tab. 6 und 7).

Phosphatasen werden zumindest in vitro durch anorganisches Phosphat gehemmt, und die meisten Düngungsversuche weisen darauf hin, dass bei hohen Gaben von Phosphatdünger die Phosphatase-Aktivität von Böden niedriger ist als bei sparsamer P-Düngung (Speir und Ross 1978). Allerdings sind die Phosphatgehalte auf den

Standorten Forchheim und Heidenheim zwischen den Wiederholungen sehr variabel (Werte nicht gezeigt).

Der Vergleich der Resultate aus den Proben 2006 mit den bodenbiologischen Ergebnissen aus den Probenahme-Jahren 2001/2002 (GKRS 2003) zeigt, dass die Gehalte an mikrobieller Biomasse in Forchheim in den letzten vier Jahren auf allen untersuchten Varianten angestiegen sind. Beim Humusgehalt ist es ähnlich, so dass das Cmic/Corg-Verhältnis fast gleich geblieben ist und sich auch zwischen den Varianten wenig unterscheidet. Die Differenzierung zwischen den Kompostvarianten V9 und V12 ist allerdings deutlicher geworden.

In Stockach ist die Biomasse in der „kompostlosen“ Variante V3 in den vier Jahren fast gleich geblieben, in den Varianten V9 und V12 allerdings um 17-19% gestiegen, und dies bei etwa gleich bleibendem Humusgehalt. Entsprechend sind die Differenzierungen, insbesondere zwischen V3 und V9, ausgeprägter. Die Cmic/Corg-Verhältnisse sind demzufolge seit 2002 leicht gestiegen, in ihrer Abstufung zwischen den Varianten aber weiterhin vergleichbar.

In Heidenheim liegen die Biomassewerte in 2006 in der Variante V3 sogar niedriger als 2002 und die Werte bei V9 und V12 zumindest in der früheren Größenordnung. Allerdings lässt sich in 2006 zwischen V9 und V12 ein Anstieg der Biomasse mit der Höhe der Kompostgabe herausarbeiten, wenn auch auf geringem Signifikanzniveau. Das Cmic/Corg-Verhältnis ist gegenüber 2002 in den Varianten V3 und V9 deutlich abgesunken, zeigt aber immer noch wie 2002 eine mit der Höhe der Kompostgabe abnehmende Tendenz. Die Entwicklung atmungsaktiver mikrobieller Biomasse kann in Heidenheim mit der Akkumulation organischer Substanz nicht Schritt halten – sei sie durch die Höhe der Kompostgabe oder durch das jahrelange Aufbringen organischen Materials bedingt. Zu bedenken ist, dass die Versuchslaufzeit in Heidenheim lediglich 9 Jahre (gegenüber 12 Jahren in Forchheim und Stockach) beträgt. Unter Umständen hat sich noch kein Gleichgewicht zwischen der Zufuhr organischer Substanz und dem Biomassegehalt eingestellt. Auf der anderen Seite waren ähnliche Unterschiede zwischen den Standorten auch 2002 bereits zu verzeichnen; damals waren Stockach und Forchheim bereits 8 Jahre im Versuch. Eine Rolle kann auch spielen, dass Heidenheim die niedrigste Jahresdurchschnittstemperatur der untersuchten Standorte zu verzeichnen hat (1998-2002 ca. 8,6℃).

Die Variante V3 (kein Kompost, nur Mineraldüngung) weist übrigens auf allen Standorten im Jahre 2006 eine leichte Versauerung gegenüber 2002 auf und einen kaum veränderten Humusgehalt. Unter diesen Bedingungen konnte nur in Forchheim die mikrobielle Biomasse leicht zulegen.

Die Werte für die Stickstoffmineralisierung sind wegen der unterschiedlichen Methodik zwischen 2002 und 2006 nicht direkt miteinander vergleichbar. Die Tendenz steigenden Mineralisierungspotentials bei steigenden Kompostgaben ist geblieben (Forchheim und Stockach – für Heidenheim wurden 2002 keine Werte erhoben). Allerdings fällt 2006 im Vergleich zu 2002 die Differenzierung zwischen V3 und V9 ausgeprägter aus als zwischen V9 und V12.

Die alkalische Phosphatase wurde 2002 nicht gemessen.

Diese zeitlichen Vergleiche sind streng genommen nur zulässig, wenn die Bodenproben 2001/2002 und 2006 aus gleichen oder zumindest vergleichbaren Bodenhorizonten gezogen wurden. Leider ist aus dem Abschlussbericht 2003 nicht zweifelsfrei zu eruieren, aus welcher Tiefenstufe genau die bodenbiologischen Proben entnommen wurden. Nach Auskunft des damaligen Probenehmers wurden repräsentative Mischproben aus 0-20 cm Tiefe gezogen (Bolduan, pers. Mitt.). Als vergleichbar kann man die Entnahmetiefen aus bodenbiologischer Sicht dann bezeichnen, wenn der Boden mit dem Pflug bearbeitet wurde und somit eine regelmäßige Durchmischung der oberen Bodenschichten gewährleistet ist. Dann verteilt sich die mikrobielle Biomasse in der Tat homogen (Flaig 2006). Die Kompostversuchsflächen wurden mit dem Pflug bearbeitet (Kluge, pers. Mitt.).

Die wissenschaftliche Literatur zur Wirkung von Kompost auf das Bodenleben ist vielfältig und wurde teilweise auch im Abschlussbericht 2003 besprochen. Im Folgenden sind drei Arbeiten neueren Datums aufgeführt, die auf einem längerfristigen Komposteinsatz auf Versuchsflächen im Freiland beruhen und von den Rahmenbedingungen her mit unserem Experiment vergleichbar sind.

In einem achtjährigen Versuch konnte die Zufuhr von Biomüllkompost (10 t/ha*a) auf einen Lösslehm-Boden unter einer Fruchtfolge von Mais-Winterweizen-Wintergerste (also wie im vorliegenden Kompostversuch auch) den Gehalt an mikrobieller Biomasse um 25% steigern (Quintern et al. 2006).

In einem zwölfjährigen Versuch stieg die mikrobielle Biomasse bei einer Gabe von Biomüllkompost (ca. 15 t/ha*a) oder Kompost aus Grünabfällen (ca. 11 t/ha*a) unter einer Fruchtfolge von Mais, Sommerweizen und Wintergerste um fast 40% (Biomüllkompost) bzw. 8% (Grünabfälle) in 10-20 cm Tiefe und um jeweils etwa 15% in 20-30 cm Tiefe an. In 0-10 cm Tiefe war keine Kompostwirkung auf den Biomasse-Gehalt festzustellen (Ros et al. 2006). Die Aktivität der Phosphatase (in diesem Fall eher Enzyme mit Optimum im leicht sauren Bereich) stieg in allen Tiefenschichten an, mit einem Maximum in etwa 10-20 cm Tiefe. Die Zusammensetzung der Bakteriengemeinschaft war unter Komposteinfluss erheblich verändert und wies nur ca. 20% Ähnlichkeit mit der kompostlosen Kontrolle auf (Ros et al. 2006). Die Mikroflora von Komposten prägt sich allerdings nicht dem Boden auf, sondern verändert die Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft indirekt (Innerebner et al. 2006).

Ein japanischer Versuch mit Kompost aus einer Klärschlamm-Reisschalen- bzw. Klärschlamm-Sägemehl-Mischung (etwa 12 t/ha*a) über 23 Jahre auf einen schluffig-lehmigen Boden aus Vulkanasche unter Mais und Gerste führte zu einem Anstieg der mikrobiellen Biomasse um etwa 100% in den obersten 20 cm gegenüber der Kontrolle mit Mineraldünger. Auch die Stickstoffmineralisierung stieg beträchtlich an (Zaman et al. 2004).

5 Zusammenfassung

Die Zufuhr von gütegesichertem Biomüll- und Grüngutkompost über einen Zeitraum von 12 bzw. 9 Jahren hat auf allen Standorten zu einer Steigerung des Gehalts an mikrobieller Biomasse gegenüber lediglich mineralisch gedüngten Flächen geführt. Die mikrobielle Biomasse steigt mit der Höhe der Kompostzufuhr, jedoch nicht im selben Ausmaß. Eine vergleichbare Reaktion auf Kompostgabe ist bei der Stickstoffmineralisierung im Inkubationsversuch und bei der Phosphatase-Aktivität zu verzeichnen. Die Werte sind bei den einzelnen Standorten allerdings unterschiedlich. Die Böden in Forchheim haben niedrigere Biomassegehalte und Phosphatase-Werte als die anderen beiden Standorte. Vermutlich sind die Einflüsse der sandigeren Bodenart und des niedrigeren pH-Werts bestimmend. Die Stickstoffmineralisation hingegen ist mit dem Niveau von Stockach vergleichbar. Heidenheim weist bei allen biologischen Parametern fast immer die höchsten Werte auf. Allerdings zeigt hier das Cmic/Corg-Verhältnis, dass die Biomasse der Akkumulation organischer Substanz dennoch nicht folgen kann. Im Vergleich zur vier Jahre zurückliegenden Messserie konnten die Gehalte an Biomasse in den kompostbeaufschlagten Versuchsflächen von Forchheim und Stockach zulegen. Außerdem differenzierten sich die Unterschiede zwischen den Auswirkungen verschiedener Kompostmengen auf allen Standorten besser aus.

6 Literatur

Flaig, H. (2006): Bodenmikrobiologische Differenzierung bei mehrjähriger unterschiedlicher Bodenbearbeitung. VDLUFA-Schriftenreihe 61/2006, 494-502 (Kongressband 2005). VDLUFA-Verlag, Darmstadt, ISBN 3-922712-92-4 (veröffentlicht als CD).

GKRS (2003): Gütegemeinschaft Kompost Region Süd (Hrsg.): Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft. Abschlussbericht eines Verbund-Forschungsprojekts (Deutsche Bundesstiftung Umwelt). GKRS, Leonberg

Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser E. A., Walenzik, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. Plant and Soil 116: 191-195.

Innerebner, G., Knapp, B., Vasara, T., Romantschuk, M. und Insam, H. (2006): Traceability of ammonia-oxidizing bacteria in compost-treated soils. Soil Biol. Biochem. 38, 1092-1100.

Keeney, D.R. (1982): Nitrogen – Availability Indices. In: Page, A.L., Miller, R.H. und Keeney, D.R. (Hrsg.): Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical and Microbiological Properties (second edition); S. 711-733. American Society of Agronomy & Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA. ISBN 0-89118-072-9 (pt. 2).

Kemmitt, S.J., Wright, D., Goulding, K.W.T. und Jones, D.L. (2006): pH regulation of carbon and nitrogen dynamics in two agricultural soils. Soil Biol. Biochem. 38, 898-911.

Quintern, M., Lein, M. und Jörgensen, R.G. (2006): Changes in soil biological quality indices after long-term addition of shredded shrubs and biogenic waste compost. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169, 488-493.

Renella, G., Landi, L., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Pietramellara, G. und Nannipieri, P. (2006): Phosphomonoesterase production and persistence and composition of bacterial communities during plant material decomposition in soils with different pH values. Soil Biol. Biochem. 38, 795-802.

Ros, M., Pascual, J.A., Garcia, C., Hernandez, M.T. und Insam, H. (2006): Hydrolase activities, microbial biomass and bacterial community in a soil after long-term amendment with different composts. Soil Biol. Biochem. 38, 3443-3452.

Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E., Margesin, R. (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer-Verlag, Berlin. ISBN 3-540-56206-0.

Speir, T. W. & Ross, D. J. (1978): Soil phosphatase and sulphatase. In: Burns, R. G. (ed.): Soil Enzymes; S. 197-250. Academic Press, London. ISBN 0-12-145850-4.

Tabatabai, M.A. und Dick, W.A. (2002): Enzymes in soil. In: Burns, R.G. und Dick, R.P. (Hrsg.): Enzymes in the Environment; S. 567-596. Marcel Dekker, New York. ISBN 0-8247-0614-5.

Zaman, M., Matsushima, M., Chang, S.X., Inubushi, K., Nguyen, L., Goto, S., Kaneko, F. und Yoneyama, T. (2004): Nitrogen mineralization, N_2O production and soil microbiological properties as affected by long-term applications of sewage sludge composts. Biol. Fertil. Soils 40, 101-109.