

Christina-Luise Roß¹, Karen Sensel-Gunke¹, Verena Wilken¹, Andreas Muskolus¹, Gardy Krause², Steffi Tschuikowa¹, Anastasia Hübner¹, Volker Fiebrich¹, Frank Ellmer²

Kompostierte Gärreste aus Bioabfällen als Düngestoffe: Bodenchemische und pflanzenbauliche Wirkungen in einem dreijährigen Feldversuch

Composted biowaste digestates as fertilizers: effects on soil chemistry and plant development in a three-year field trial

Zusammenfassung

In einem dreijährigen Feldversuch wurden kompostierte Gärreste aus Bioabfällen hinsichtlich ihrer pflanzenbaulichen Einsatzmöglichkeiten und ihrer Wirkung auf bodenchemische Parameter geprüft. Zudem wurden die Aufbereitungsverfahren Pelletierung und Agglomeratbildung und deren Auswirkung auf die Gärprodukteigenschaften untersucht. Es wurde festgestellt, dass die unmittelbare Düngewirkung der Produkte aufgrund der niedrigen Stickstoffverfügbarkeit gering ist. Allerdings zeigte sich nach der Anwendung eine deutliche Erhöhung der Kohlenstoffgehalte im Boden, was auf ein relevantes Humusreproduktionspotential durch derartige Gärprodukte schließen lässt. Agglomeratbildung und Pelletierung scheinen die Mineralisierung der Produkte weiter zu verlangsamen, was sich auf die Nährstofffreisetzung negativ, auf eventuelle Kohlenstoffsequenzierung jedoch positiv auswirkt. Problematisch sind speziell bei Bioabfällen hohe Gehalte an Schwermetallen und anderen Störstoffen. Die gesetzlich vorgegebenen Grenzwerte wurden in 50% der untersuchten Chargen überschritten, wobei jedoch nur max. 7% der ausgebrachten Schwermetalle im oberirdischen Pflanzenmaterial wiedergefunden wurden.

Stichwörter: Bioabfälle, Schwermetalle, Gärreste, Pelletierung

Abstract

In a three-year field trial, composted digestates from biowaste were tested for their potential for plant cultivation and their effect on soil chemical parameters. In addition, the preparation processes of pelleting and agglomeration and their effect on the digestate properties were investigated. It has been found that the immediate fertilising effect of the products is low due to the low nitrogen availability. However, there was a significant increase in carbon content in the soil, suggesting a relevant humus reproduction potential from such digestate products. Agglomerate formation and pelleting appear to further slow the mineralization of the products, negatively affecting nutrient release but positively impacting carbon sequencing. Particularly problematic in biowaste are high levels of heavy metals and other impurities. The statutory limits were exceeded in 50% of the batches examined, but only max. 7% of the discharged heavy metals were recovered in the aboveground plant material.

Key words: Biowaste, heavy metals, digestates, pelleting

Einleitung

Die Verwertung von Bioabfällen in Biogasanlagen ist ein technisch und wirtschaftlich bewährtes Verfahren, das in

Institut

Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte¹
Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftliche Fakultät, Albrecht Daniel Thaer-Institut für Agrar- und Gartenbauwissenschaften, FG Acker- und Pflanzenbau²

Kontaktanschrift

Christina-Luise Roß, Institut für Agrar- und Stadtökologische Projekte an der Humboldt-Universität zu Berlin (IASP), Philippstr. 13, Haus 16, 10115 Berlin, E-Mail: roschris@iasp.hu-berlin.de

Zur Veröffentlichung angenommen

04.05.2018

den letzten Jahren erheblich an Bedeutung gewonnen hat (KUPPER und FUCHS, 2007; FRICKE et al., 2015; DIECKMANN et al., 2016). Spätestens seit Beginn der 90er Jahre stehen Anaerobtechnologien zur Verfügung, mit denen feste Abfallstoffe effektiv verarbeitet werden können (FRICKE et al., 2015). Die Erzeugung von Biogas ist dabei eine besonders für den Abbau von heterogenen, ligninarmen und sehr feuchten organischen Materialien geeignete Methode, und zwar sowohl unter meso-, wie auch unter thermophilen Bedingungen (WONG, 1985; KRANERT und CORD-LANDWEHR, 2010; THRÄN et al., 2016). Ende 2014 gab es in Deutschland 113 Biogasanlagen, die jeweils Bioabfälle gemäß BioAbfV in Mengen von mindestens 5000 t pro Jahr als Inputsubstrat einsetzten. 75% dieser Anlagen verwerten vorwiegend (d.h. zu über 50%) getrennt erfasste Bioabfälle aus privaten Haushalten in Kombination mit Garten- und Parkabfällen (RAUSSEN und KERN, 2014). Die Gesamtzahl aller Anlagen, die für die Co-Fermentation von Bioabfällen zugelassen sind und diese als ein Substrat unter vielen einsetzen, liegt mit 984 (Stand 2011) deutlich darüber (SCHÜCH et al., 2014). Es ist davon auszugehen, dass die Anzahl der Anlagen, die Bioabfälle als Substrat nutzen, in Zukunft weiter ansteigen wird (BMU, 2012; SCHÜCH et al., 2014). Dies wird durch die im Kreislaufwirtschaftsgesetz geforderte Recyclingquote von 65% und die seit Januar 2015 deutschlandweit gültige Pflicht zur getrennten Sammlung von Bioabfällen gefördert (FRICKE et al., 2015). Die Novellierung des EEG im Jahr 2012 hat zudem nicht nur die Co-Fermentation von Bioabfällen und nachwachsenden Rohstoffen erlaubt, sondern auch zu einer Erhöhung der Vergütung für Strom aus der Abfallvergärung geführt und so weitere Anreize zur energetischen Verwertung von Bioabfällen gesetzt (KRASSOWSKI et al., 2013).

Die Wiedergewinnung und -verwertung der wertgebenden Inhaltsstoffe in den dabei anfallenden Gärprodukten ist erklärtes Ziel der deutschen wie auch der europäischen Politik, wobei der Einsatz als Düngemittel in der Landwirtschaft im Vordergrund steht (BMELV, 2012; SAVEYN und EDER, 2014). Dies erfordert jedoch, anders als bei rein landwirtschaftlichen Ausgangssubstraten, eine besondere Aufbereitung der Gärrückstände. Kompostierung sowie gegebenenfalls Pelletierung oder Agglomeration sind häufig notwendig, um eine ausreichende Hygienisierung zu erzielen und um das Endprodukt durch Wasserentzug und Formgebung lagerfähiger und transportwürdiger zu machen (WONG, 1985; ARTHURSON, 2009; DIECKMANN et al., 2016).

Kompostierung und gegebenenfalls weitere Aufbereitung führen jedoch dazu, dass während der Vergärung mineralisierte Nährstoffe und ein Großteil der organischen Substanz in stabile Huminstoffe überführt werden. Stickstoff aus organischen Verbindungen wird zwar häufig zunächst zu Ammoniumstickstoff umgewandelt, anschließend aber von den an der Rotte beteiligten Mikroorganismen direkt assimiliert oder über Nitrit zu Nitrat oxidiert (KRANERT und CORD-LANDWEHR, 2010). Vor allem der Gehalt an leicht pflanzenverfügbarem Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) fällt in kompostierten Produkten deshalb

in der Regel gering aus (unter 5%). Auch die kurzfristige Verfügbarkeit von Phosphor wird durch die Kompostierung eingeschränkt. Langfristig ist jedoch das gesamte enthaltene Phosphat voll verfügbar und anrechenbar. Kalium ist in frischen wie auch in kompostierten Gärresten weitgehend löslich und damit als voll pflanzenverfügbar anzusehen (FRICKE et al., 2015). Eine weitere wichtige wertgebende Komponente der meisten Komposte, und damit auch der kompostierten Gärreste, ist die organische Substanz, die zur Erhöhung bzw. zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit beitragen kann. Hinzu kommt die in der Regel alkalische Wirkung der Komposte nach der Ausbringung (BARDOS, 2004).

Als pflanzenbaulich problematisch anzusehen sind inerte Beimengungen aus Plastik, Glas oder anderen Reststoffen sowie die oft hohen Gehalte an Schwermetallen. Letztere können dabei aus dem Bioabfall selbst bzw. aus anhaftenden Bodenpartikeln stammen (z.B. im Fall von Grünschnitt aus Gärten oder von Straßenrändern) oder durch nicht abbaubare Reststoffe (z.B. Hausstaub, Flaschendeckel, Batterien) eingetragen werden (VEEKEN und HAMELERS, 2002; BARDOS, 2004; HUERTA-PUJOL et al., 2011).

In einem dreijährigen Feldversuch wurden verschiedene Aufbereitungsformen kompostierter Gärreste aus Bioabfällen geprüft. Dabei sollten folgende Fragen beantwortet werden: Gibt es aus pflanzenbaulicher Sicht eine Einsatzmöglichkeit für Gärückstände aus Bioabfällen als Dünger? Welche Auswirkungen haben diese Gärückstände auf die Ertragsbildungsprozesse und auf die innere und äußere Qualität der Ernteprodukte sowie auf die bodenchemischen Parameter? Welche Rolle spielt die Aufbereitung der Gärückstände durch Pelletierung oder Agglomeratbildung für den Pflanzenbau?

Material und Methoden

Gärprodukte

Für die Herstellung der Gärprodukte wurden getrennt gesammelte Bioabfälle eines Abfallentsorgers aus Sachsen verwendet. Diese wurden mit Strukturmaterial (i.d.R. Grünschnitt) im Verhältnis 10:1 vermischt, grob zerkleinert und in einer Biogasanlage der Firma GICON GmbH vergoren. Die Vergärung erfolgte in einem zweistufigen Batchprozess im Perkulationsverfahren. Während dieses Verfahrens wird das Ausgangssubstrat in einem Fermenter mit Prozesswasser beregnet, was eine Austragung von organischen Säuren und anderen flüssigen leicht abbaubaren organischen Verbindungen wie Alkoholen und Aldehyden bewirkt. Die eigentliche Biogasproduktion erfolgt in einem getrennten Methanreaktor aus dem Perkolat (KNOOP et al., 2015). Während eines Zeitraums von 14–21 Tagen werden so jeweils ca. 40 bis 50% der organischen Feststoffe zu Biogas umgesetzt. Die so gewonnenen festen Gärreste wurden im Rahmen der Produktherstellung einer mehrwöchigen Intensivrotte in offenen Kompostmieten unterzogen, wobei Temperaturen zwischen 50 und 60°C erzielt wurden. Aus dem kompostier-

ten Gärrest wurden dann durch weitere Aufbereitung vier verschiedene Gärprodukte gewonnen (Abb. 1):

1. *Feinfraktion*: Kompostierter Gärrest, aus dem durch Siebung (20 mm) grobe Störstoffe sowie ein Großteil des Strukturmaterials entfernt wurden.
2. *Agglomerate*: Hergestellt aus rückbefeuchteter Feinfraktion, aus der in einem rotierenden Mischer mit Pelletierteller runde Agglomerate mit einem Durchmesser von 1 bis 2 cm aufgebaut werden.

3. *Pellets*: Hergestellt aus der Feinfraktion, die mit einem Extruder zerkleinert und durch eine Matrize gepresst wird. Dadurch entstehen Pellets von 20 mm Durchmesser und variierender Länge.
4. *Grobfraktion*: Kompostierter und mittels Extruder zerkleinerter Gärrest, aus dem durch händische Sortierung vor der Zerkleinerung Störstoffe entfernt wurden. Im Gegensatz zur Feinfraktion sind mehr Anteile des Strukturmaterials erhalten.

Insgesamt wurden vier Chargen dieser Gärprodukte hergestellt, wobei der Produktionszeitpunkt der einzelnen Chargen jeweils durch die Ausbringetermine im Feldversuch bestimmt wurde. Ausgewählte chemische und physikalische Eigenschaften sind in Tab. 1 dargestellt.

Laut Bioabfallverordnung (BioAbfV, 2013) darf die Gesamtmenge an Bioabfällen, die innerhalb von drei Jahren pro Hektar ausgebracht wird, in Abhängigkeit vom Schwermetallgehalt 30 t bzw. 20 t Trockenmasse nicht überschreiten. Die Störstoffgehalte, d.h. die Anteile insbesondere von Glas, Kunststoff und Metall mit einem Durchmesser von mehr als 2 mm, dürfen nicht mehr als 0,5% der Trockenmasse ausmachen. Schwermetall- und Störstoffgehalte der hier untersuchten Gärprodukte sind in Tab. 2 dargestellt. Die geforderten Grenzwerte für Störstoffe konnten nur in der vierten Lieferung eingehalten werden. Was die Schwermetalle betrifft, so wurden die strengeren Grenzwerte für eine Ausbringung von 30 t TM in allen Chargen überschritten. In zwei von vier

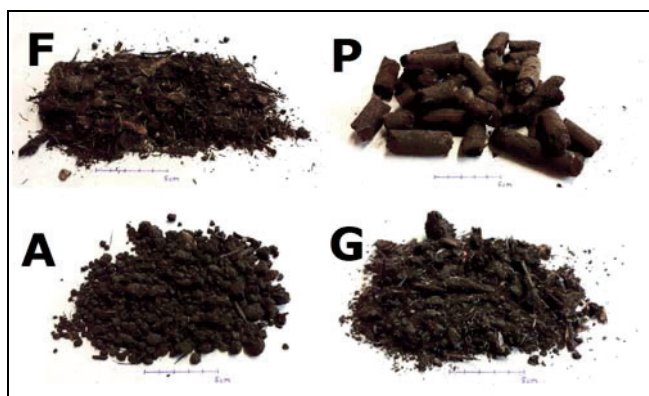


Abb. 1. Aufbereitete Gärprodukte (F = Feinfraktion, P = Pellet, A = Agglomerate, G = Grobfraktion).

Tab. 1. Ausgewählte chemische und physikalische Parameter der vier untersuchten Gärprodukt-Chargen. „F“ = Feinfraktion, „A“ = Agglomerate, „P“ = Pellets, „G“ = Grobfraktion

Parameter		TS	oTS	N _{ges}	NH ₄ -N	C _{org}	P	K	pH	Schüttdichte	Durchmesser
Einheit		%	%	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹		kg m ⁻³	mm
Charge 1 (Juni 2014)	F	74,0	53,8	21,2	1,3	260	3,7	18,0	7,3	n.b.	n.b.
	A	76,7	51,6	21,4	1,2	256	4,0	18,4	7,5	639	4,7
	P	80,0	53,3	20,4	1,7	287	3,6	17,0	7,1	516	17,5 * 45,6
	G	86,4	62,6	18,0	1,4	290	4,0	16,2	7,3	311	n.b.
Charge 2 (Oktober 2014)	F	45,5	41,3	19,4	1,4	238	2,9	13,0	7,0	399	n.b.
	A	58,9	26,6	10,7	1,0	129	2,0	09,6	7,7	629	6,2
	P	47,1	43,2	17,2	1,3	220	2,9	12,8	7,3	440	23,7 * 49,0
	G	46,8	45,0	18,2	1,4	259	2,8	12,2	7,2	347	n.b.
Charge 3 (Juni 2015)	F	37,7	20,5	20,9	1,3	281	2,7	10,7	7,0	425	n.b.
	A	37,8	19,5	21,5	1,4	289	2,7	11,4	7,1	346	23,1
	P	37,8	19,5	21,6	1,4	279	2,9	11,5	7,0	340	21,1 * 36,1
	G	38,5	21,3	21,2	1,4	294	3,1	11,5	7,4	295	n.b.
Charge 4 (Oktober 2015)	F	53,8	22,3	17,0	0,8	210	3,1	12,0	7,2	468	n.b.
	A	57,7	24,8	18,4	1,0	231	3,0	12,2	7,8	624	5,0
	P	58,9	21,9	14,8	0,9	194	2,8	10,7	7,3	483	19,2 * 44,3
	G	57,6	25,9	19,0	0,9	244	3,3	12,5	7,3	457	n.b.

Tab. 2. Schwermetall- und Störstoffgehalte der untersuchten Gärprodukte und entsprechende Grenzwerte gemäß BioAbfV. Überschreitungen der Grenzwerte (für 20 t ha⁻¹ TM in drei Jahren) sind kursiv markiert

Lieferung	Gärprodukt	Pb	Cd	Cr	Cu	Störstoffe % der TM
		mg kg ⁻¹				
Charge 1 (Juni 2014)	Feinfraktion	101	0,94	27,0	42,4	1,0
	Agglomerate	62	0,40	49,3	38,3	
	Pellets	49	0,31	38,6	36,6	
	Grobfraktion	40	0,32	75,4	30,1	
Charge 2 (Oktober 2014)	Feinfraktion	107	0,99	42,4	45,2	0,9
	Agglomerate	311	0,76	31,9	35,6	
	Pellets	181	1,16	70,2	140,2	
	Grobfraktion	128	1,15	62,9	46,3	
Charge 3 (Juni 2015)	Feinfraktion	93	2,60	32,1	54,1	1,3
	Agglomerate	160	2,90	38,8	88,2	
	Pellets	95	2,60	47,2	64,7	
	Grobfraktion	97	2,22	74,7	55,1	
Charge 4 (Oktober 2015)	Feinfraktion	99	0,44	40,2	47,3	0,1
	Agglomerate	101	0,65	40,5	45,9	
	Pellets	104	0,62	54,4	39,2	
	Grobfraktion	91	0,68	37,7	48,2	
Grenzwerte gemäß BioAbfV	20 t ha ⁻¹ in 3 Jahren	150	1,50	100,0	100,0	0,5
	30 t ha ⁻¹ in 3 Jahren	100	1,00	70,0	70,0	

untersuchten Chargen konnten teilweise sogar die weniger strengen Grenzwerte für eine Ausbringung von 20 t TM in drei Jahren nicht eingehalten werden.

Standortbedingungen

Der Feldversuch wurde in Berge (Kreis Havelland, Brandenburg) auf der landwirtschaftlichen Versuchsstation des Instituts für Agrar- und Stadtökologische Projekte (IASP) durchgeführt (Land Brandenburg; 52° 37' 12" N, 12° 47' 42" E). Beim Boden auf der Versuchsfläche handelt es sich um schwach bis mittel sandigen Lehm bzw. um mittel lehmigen Sand, die als Hauptbodenform eine Braun- bzw. Parabraunerde bilden. Vor Versuchsbeginn wies der Boden im Mittel der untersuchten Proben Stickstoff- und Kohlenstoffgehalte von 81 mg 100 g⁻¹ N_{ges}, 0,15 mg 100 g⁻¹ N_{min} und 0,87% C_{ges} auf und besaß einen pH-Wert von 5,7. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 9,5°C und der mittlere jährliche Niederschlag 517 mm. In Abb. 2 sind die Monatsmitteltemperaturen und die monatlichen Niederschlagshöhen in den drei Versuchsjahren im Vergleich zum langjährigen Mittel dargestellt.

Versuchsanlage und Versuchsdurchführung

Bei dem Feldversuch handelt es sich um einen einfaktorischen Versuch mit acht Prüfgliedern in vier Wiederho-

lungen, der als Blockanlage mit vollständiger Randomisierung innerhalb der Blöcke angelegt wurde. Angebaut und untersucht wurden folgende Kulturen:

Gelbsenf (*Sinapis alba* L., Aussaat 20.08.2014, Ernte 13.10.2014), Winterroggen (*Secale cereale* L., Aussaat 24.10.2014, Ernte 05.05.2015), Silomais (*Zea mays* L., Aussaat 15.05.2015, Ernte 01.10.2015), Winterweizen (*Triticum aestivum* L., Aussaat 26.10.2015, Ernte 26.07.2016)

Die Ausbringung der Gärprodukte erfolgte jeweils im Frühsommer und Herbst zu den entsprechenden Kulturen in einer Aufwandmenge entsprechend 200 kg ha⁻¹ N (ca. 10 t ha⁻¹ TM). Zusätzlich wurden eine ungedüngte Kontrolle sowie drei Mineräldüngervarianten angelegt (Düngung mit Kalkammonsalpeter entsprechend 30, 60 und 120 kg ha⁻¹ N).

Entsprechend dem Standard am Versuchsstandort wurden in allen Parzellen (auch in der Kontrolle) zu Senf und Roggen je 160 und zu Weizen 80 kg ha⁻¹ K₂O gedüngt, sowie zu Weizen außerdem 150 kg ha⁻¹ Kieserit.

Neben Stickstoff wurden durch die Gärprodukte auch die in Tab. 3 aufgeführten Mengen an Phosphor und Kalium sowie an Cadmium, Chrom, Kupfer und Blei ausgebracht.

Der Feldversuch wurde mit Parzellengrößen von 4,5 × 10,0 m angelegt, wobei eine Kernfläche von

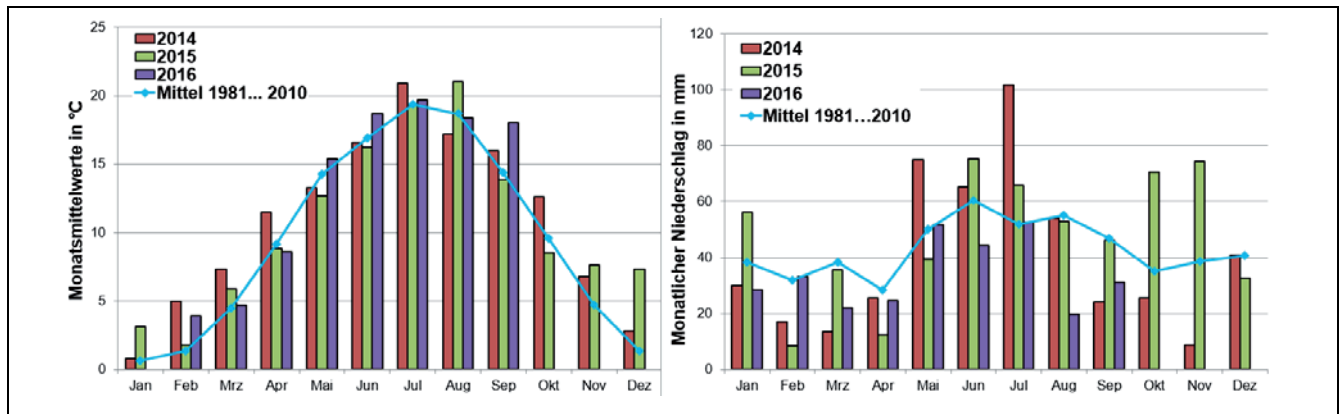


Abb. 2. Temperaturen (Monatsmittelwerte) und monatliche Niederschlagshöhen in den Versuchsjahren 2014 bis 2016 im Vergleich zum langjährigen Mittel am Standort Berge.

Tab. 3. Durch die Gärprodukte ausgebrachte Mengen an Gesamtstickstoff, Ammoniumstickstoff, Phosphor, Kalium, Cadmium, Chrom, Kupfer und Blei

Ausbringung	Gärprodukt	N _{ges}	kg ha ⁻¹			g ha ⁻¹			
			NH ₄ -N	P	K	Cd	Cr	Cu	Pb
1. Ausbringung (zu Senf)	Feinfraktion	200	13,1	34,0	165	8,64	249	390	929
	Agglomerate		12,0	40,4	186	4,04	498	387	625
	Pellets		15,6	35,9	169	3,09	384	365	488
	Grobfraktion		15,9	45,5	184	3,64	858	343	453
2. Ausbringung (zu Roggen)	Feinfraktion	200	16,1	32,5	146	11,09	475	506	1203
	Agglomerate		12,8	23,0	111	8,75	367	410	3579
	Pellets		14,6	37,1	164	14,86	899	1796	2314
	Grobfraktion		15,6	31,1	136	12,79	700	515	1419
3. Ausbringung (zu Mais)	Feinfraktion	200	13,0	27,0	107	26,00	321	541	932
	Agglomerate		14,0	27,0	114	29,00	388	882	1601
	Pellets		14,0	29,0	115	26,00	472	647	947
	Grobfraktion		14,0	31,0	115	22,20	747	551	965
4. Ausbringung (zu Weizen)	Feinfraktion	200	8,0	31,0	120	4,40	402	473	988
	Agglomerate		10,0	30,0	122	6,50	405	459	1007
	Pellets		9,0	28,0	107	6,20	545	392	1035
	Grobfraktion		9,0	33,0	125	6,80	377	482	905

3,0 × 8,0 m gedüngt wurde, aus der wiederum ein Mittelstreifen von 1,5 m Breite geerntet wurde.

Untersuchungen

Die Bodenprobenahme wurde vor Versuchsbeginn (März 2014), im Herbst 2014, im Herbst 2015 und im Sommer 2016 (nach der Ernte, vor der Ausbringung neuer Gärprodukte) durchgeführt. Mit einem Bohrstock wurden Proben bis 20 cm Tiefe entnommen zur Bestimmung des pH-Wertes, des Kohlenstoffgehalts (C_{ges}) und ausgewählter Pflanzennährstoffe (N_{ges}, P_{DL}, K_{DL}). Nachdem im

Oktober 2014 in den Gärprodukten zum ersten Mal deutliche Überschreitungen der gesetzlichen Grenzwerte für die Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer und Blei gemessen wurden, sind bei den folgenden Kulturen sowohl Boden- als auch Pflanzenmaterial auf diese Schwermetalle untersucht worden. Die Bodenproben wurden auf 2 mm gesiebt. C_{ges} und N_{ges} wurden durch Elementaranalyse (katalytische Verbrennung) mit Hilfe des CNS VarioMax (Elemental Analysis GmbH, Hanau, Deutschland) nach DIN EN 15936 bestimmt. Die pH-Wert-Untersuchung ist nach Extraktion mit Calciumchlor-

ridtlösung gemäß DIN 19684 mit einem pH-Meter ausgeführt worden. Die Messung der Schwermetallgehalte erfolgte mittels ICP-OES nach Aufschluss mit Königswasser. Zusätzlich wurden Proben in 0–30, 30–60 und 60–90 cm Tiefe genommen zur Bestimmung des mineralischen Stickstoffs (N_{\min}). Die Messung des N_{\min} erfolgte mit einem Spektralphotometer „Continuous Flow Analyser“ (CFA) nach Calciumchlorid – Aufschluss.

Die Ernte erfolgte mit einem Feldhäcksler bzw. mit einem Parzellenmährescher. Von jeder Parzelle wurden Proben des Pflanzenmaterials genommen, für die weiteren Analysen bei 60°C getrocknet und auf 1 mm gemahlen. Die Bestimmung des Trockensubstanzgehaltes erfolgte durch Trocknung separater Proben bei 105°C. Das Pflanzenmaterial wurde auf die Gehalte an N, P und K untersucht. N wurde mit Hilfe eines Vario MAX CNS Elementaranalysators (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Deutschland) bestimmt. P und K wurden durch Mikrowellenextraktion (Mars 6, CEM, Deutschland) gelöst und mit Hilfe eines ICP-OES (Thermo Scientific, USA) analysiert. Der Proteingehalt von Weizen wurde durch Multiplikation der N-Gehalte mit 5,7 berechnet.

Statistische Analyse

Die Ergebnisse wurden mit Hilfe von SPSS Statistics Desktop 20.0 für Windows auf signifikante Unterschiede untersucht (einfaktorielle ANOVA gefolgt vom Tukey's HSD Test ($P \leq 0.05$)).

Ergebnisse und Diskussion

Wirkungen der Gärprodukte auf den Boden

pH-Wert, P- und K-Gehalt. Der pH-Wert des Bodens schwankte zu Versuchsbeginn zwischen 5,7 und 5,9. Bis zum Versuchsende sanken die Werte in den mit KAS gedüngten Parzellen und in den Kontrollen ab, wobei der Abfall in der Variante KAS 120 am stärksten ausfiel (Abb. 3). Ammoniumhaltige Mineraldünger wie KAS

Nitrifikation kommt oder weil Pflanzenwurzeln bei der Aufnahme von Ammonium zum Ladungsausgleich andere Anionen aus der Bodenlösung aufnehmen oder Protonen abgeben (BAUER, 2011). Der in KAS enthaltene Kalk kann diese Wirkung zum Teil abfangen, nicht aber ganz aufheben (WATSON et al., 1995). In den Gärprodukt-Varianten war demgegenüber tendenziell ein Anstieg der pH-Werte zu verzeichnen. Die Pellets beeinflussten dabei den pH-Wert am wenigsten, die Grobfraktion am stärksten. Die Veränderung der pH-Werte scheint sich über die drei Probenahmezeitpunkte zu verstetigen. Andererseits sind die Veränderungen mit maximal 0,33 nur geringfügig größer als die natürliche Variabilität von 0,20, die zwischen den Parzellen zu Versuchsbeginn festgestellt wurde. Die Untersuchungen müssten fortgesetzt werden, um die scheinbar existierenden Trends abzusichern.

Die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden, bestimmt durch Doppellactat-Methode, sanken in allen Varianten im Laufe des Versuches um bis zu ein Drittel ab (Abb. 3). Der stärkste Rückgang war im Herbst 2015 zu beobachten, nach der Ernte von Mais. Mais stellt allerdings auch deutlich höhere Anforderungen an die Phosphorversorgung als Getreide (BAUMGÄRTEL, 2015). Wie Tab. 7 zu entnehmen, waren die P-Entzüge durch Mais entsprechend in den Gärproduktvarianten deutlich höher als durch den davor angebauten Roggen bzw. durch den darauffolgenden Weizen.

Die Kaliumgehalte des Bodens sind aufgrund der Ergänzungsdüngung zu Senf, Roggen und Weizen in ihrer absoluten Höhe nur schwer zu beurteilen. Es wird jedoch deutlich, dass mit zunehmender Versuchslaufzeit die Gehalte der Gärproduktvarianten über denen der Mineraldüngervarianten lagen, was auf geringere Entzüge durch geringere Erträge einerseits und auf die zusätzliche Kaliumzufuhr durch die Gärprodukte andererseits zurückzuführen ist.

Auffällig ist, dass es in der Kontrolle zu einem Anstieg der N_{ges} - und Kaliumgehalte und in den KAS 30- und KAS 60-Varianten zu einem Anstieg der Phosphorgehalte zum letzten Probenahmetermin kam, obwohl in der Kontrolle

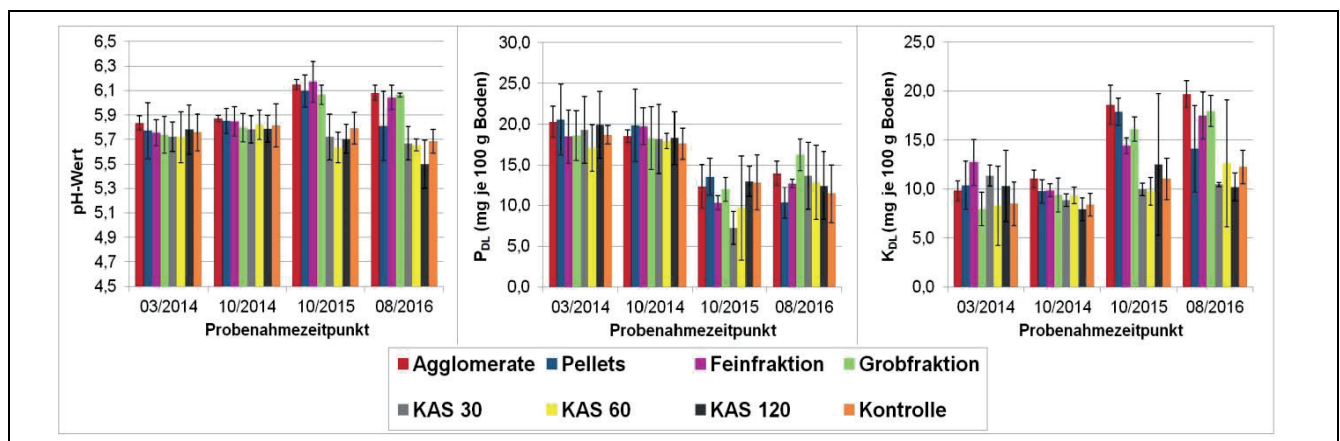


Abb. 3. Entwicklung von pH-Wert, P_{DL} - und K_{DL} -Gehalt im Feldversuch. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen. Fehlerbalken geben die Standardabweichung an.

kein Stickstoff und in den KAS-Varianten kein Phosphor gedüngt wurde (vergleiche Tab. 5 und Abb. 3). Im Oktober und November 2015 traten nach der Ausbringung der Gärprodukte überdurchschnittlich starke Niederschläge auf (vergl. Abb. 2). Da im Feldversuch ein leichter Höhenunterschied zwischen der süd-östlichen und der nord-westlichen Ecke besteht, ist ein Austrag von Gärprodukten oder Nährstoffen in benachbarte Parzellen im Herbst 2015 nicht auszuschließen.

Kohlenstoffgehalt. Die Kohlenstoffgehalte des Bodens stiegen, ausgehend von Gehalten zwischen 0,81 und 0,91%, in allen Parzellen an (Abb. 4). Dieser Anstieg verlief in den Gärprodukt-Parzellen am steilsten, wobei mit 1,21% die höchsten Kohlenstoffgehalte in den Agglomerat-Parzellen gefunden wurden. Die mit KAS gedüngten Parzellen erreichten am Ende des Versuches mit max. 1,02% leicht höhere Kohlenstoffgehalte als die Kontrolle. Mineraldüngung führt zu einer Anhebung der Humusgehalte, weil durch die Düngung die Erträge und damit auch die Menge der Wurzel- und Ernterückstände gesteigert werden (BLUME et al., 2010). Die Gehalte der Mineraldünger-Parzellen blieben jedoch unter denen der Gärprodukte.

Ein Anstieg der Kohlenstoffgehalte um bis zu 0,33 Prozentpunkte, wie er bei den Agglomeraten beobachtet wurde, erscheint sehr hoch. Geht man von einer Lagerungsdichte von $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ und der Probenahmetiefe von 20 cm aus, so wäre zum Erreichen eines solchen Anstiegs eine Zugabe von $9,9 \text{ t ha}^{-1}$ Kohlenstoff notwendig. Durch die Gärprodukte wurden in der Summe der vier Anwendungen zwischen 7,2 (Agglomerate), und 9,4 (Grobfraktion) t ha^{-1} Kohlenstoff ausgebracht. Schließt man noch Ernte- und Wurzelrückstände mit ein, so scheint eine erhebliche Beeinflussung des Kohlenstoffgehaltes im Boden durch die Anwendung kompostierter Gärprodukte tatsächlich möglich zu sein. Andererseits wird üblicherweise im Zusammenhang mit organischen Düngern davon ausgegangen, dass ein Teil der organischen Substanz bereits innerhalb weniger Tage durch Mikroorganismen abgebaut wird (WRAGGE, 2014). Dies lässt darauf

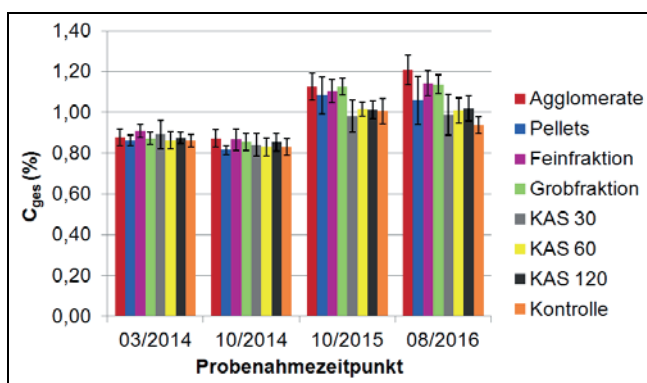


Abb. 4. Entwicklung der Kohlenstoffgehalte im Feldversuch. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen. Fehlerbalken geben die Standardabweichung an.

schließen, dass die Kohlenstoffgehalte eher das Ergebnis jahreszeitlicher Schwankungen sind. Dass Witterung, Kulturart und Bearbeitungsmaßnahmen einen erheblichen Einfluss auf die Kohlenstoffgehalte im Boden besitzen, ist bekannt. HILBRECHT et al. (2009) fanden zum Beispiel in einem Feldversuch mit Weizen schon innerhalb eines Jahres Schwankungen des C_{ges} -Gehaltes von bis zu 0,19 Prozentpunkten. Zudem besteht neben den jahreszeitlich bedingten Veränderungen in Bezug auf die Kohlenstoffgehalte auch eine große räumliche Heterogenität im Boden (KÖRSCHENS et al., 1997). Dauerhaft höhere C-Gehalte stellen sich bei gleichmäßig hoher C-Zufuhr durch organische Düngung nur sehr langsam ein, wobei in Abhängigkeit vom Ausgangsniveau bis zu 50 Jahre bis zum Erreichen eines Fließgleichgewichts vergehen können (KÖRSCHENS, 1997). Bodenproben aus wenigen aufeinander folgenden Jahren zu analysieren und daraus Rückschlüsse auf die langfristige Entwicklung des Kohlenstoffgehaltes zu ziehen, ist deshalb laut BEERBAUM (2003) nicht zulässig. Vielmehr postuliert KÖRSCHENS (2010), dass Untersuchungen über einen Zeitraum von mindestens 20 Jahren notwendig sind, um Veränderungen des Kohlenstoffgehaltes im Boden sicher feststellen zu können. Hinzu kommt, dass nach KÖRSCHENS (2010) selbst bei sorgfältiger Probenahme und -aufbereitung Messfehler von etwa 0,1% C_{org} nicht zu vermeiden sind. Angesichts derartiger Messungenauigkeiten und aufgrund der Tatsache, dass die Proben nicht immer zur gleichen Jahreszeit, geschweige denn unter gleichen Witterungsbedingungen genommen werden konnten, sollten die Unterschiede zwischen den Varianten nicht überbewertet werden. Es bleibt aber festzuhalten, dass sich in drei von vier Varianten spätestens ab dem zweiten Versuchsjahr eine auch statistisch signifikante Differenzierung zwischen Kontrollvariante einerseits und Gärproduktvarianten andererseits herausgebildet hat (Tab. 4).

Stickstoffgehalte. Der Boden im Feldversuch wies zu Versuchsbeginn $81 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1} N_{\text{ges}}$ auf. Der N_{min} -Gehalt betrug etwa 0,19% des N_{ges} . Das entspricht einem mineralischen Stickstoffvorrat von $6,6 \text{ kg ha}^{-1}$, bezogen auf eine Bodentiefe von 0 bis 30 cm. In den darunterliegenden Tiefen waren zusätzlich noch $3,5 \text{ kg ha}^{-1} N_{\text{min}}$ (30–60 cm) bzw. $3,15 \text{ kg ha}^{-1} N_{\text{min}}$ (60–90 cm) vorhanden. Die Gehalte an N_{ges} wurden in den Gärproduktvarianten über die gesamte Versuchsdauer hinweg kaum verändert (Tab. 5), während in den KAS- und Kontrollparzellen bis zum Versuchsende eine Reduktion der Gesamtstickstoffgehalte um maximal $19 \text{ mg } 100 \text{ g}^{-1}$ zu verzeichnen war.

Betrachtet man die Differenz im Gesamtstickstoffgehalt zwischen dem ersten und dem letzten Probenahmetermin (Tab. 6), so zeigt sich, dass es über die Jahre hinweg tendenziell zu einem geringeren Verlust an Gesamtstickstoff bzw. sogar zu einem Aufbau des Stickstoffvorrats im Boden durch die Gärproduktanwendung kommt. Nach drei Versuchsjahren waren die Gehalte an N_{ges} in der Agglomeratvariante signifikant höher als in der Kontrolle, was auf die Mineraldüngervarianten auch aufgrund der deutlich höheren Erträge nicht zutrifft.

Tab. 4. C_{ges}-Gehalte des Bodens im August 2016. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen ± Standardabweichung. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen (Tukey's HSD Test, p ≤ 0,05)

Variante	C _{ges} -Gehalte (%) zum letzten Probenahmetermin
Feinfraktion	1,14 ± 0,06 ^{bc}
Agglomerate	1,21 ± 0,07 ^c
Pellets	1,06 ± 0,12 ^{abc}
Grobfraktion	1,14 ± 0,05 ^{bc}
KAS 30	0,99 ± 0,10 ^{ab}
KAS 60	1,01 ± 0,06 ^{ab}
KAS 120	1,02 ± 0,06 ^{ab}
Kontrolle	0,94 ± 0,04 ^a

Tab. 5. Gehalte an Gesamtstickstoff (N_{ges}) und mineralischem Stickstoff (N_{min}) in verschiedenen Bodentiefen im Feldversuch in Abhängigkeit von Düngerart, Aufwandmenge und Probenahmezeitpunkt. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen innerhalb einer Spalte (Tukey's HSD Test, p ≤ 0,05). „F“ = Feinfraktion, „A“ = Agglomerate, „P“ = Pellets, „G“ = Grobfraktion

Termin	10/2014				10/2015				08/2016			
	N _{ges} mg 100 g ⁻¹	N _{min} mg 100 g ⁻¹ (kg ha ⁻¹)			N _{ges} mg 100 g ⁻¹	N _{min} mg 100 g ⁻¹ (kg ha ⁻¹)			N _{ges} mg 100 g ⁻¹	N _{min} mg 100 g ⁻¹ (kg ha ⁻¹)		
		0–20 cm	0–30 cm	30–60 cm		60–90 cm	0–20 cm	0–30 cm		30–60 cm	60–90 cm	0–20 cm
F	79,5 ^a	0,22 ^a (9,7)	0,16 ^a (7,2)	0,20 ^a (9,2)	53,7 ^a	0,10 ^a (4,5)	0,05 ^a (2,3)	0,06 ^a (2,9)	79,3 ^{ab}	0,45 ^{ab} (20,3)	0,15 ^a (6,6)	0,10 ^a (4,7)
A	77,8 ^a	0,31 ^a (14,2)	0,22 ^a (9,8)	0,23 ^a (10,2)	44,8 ^a	0,63 ^{bc} (28,2)	0,65 ^b (29,4)	0,54 ^{ab} (24,4)	84,3 ^b	0,45 ^{ab} (20,2)	0,18 ^{ab} (8,2)	0,12 ^a (5,2)
P	76,8 ^a	0,33 ^a (14,7)	0,20 ^a (9,2)	0,17 ^a (7,6)	62,0 ^a	0,13 ^{ab} (5,8)	0,09 ^a (4,2)	0,09 ^{ab} (4,2)	77,5 ^{ab}	0,43 ^{ab} (19,4)	0,16 ^{ab} (7,3)	0,11 ^a (4,8)
G	81,8 ^a	0,25 ^a (11,1)	0,17 ^a (7,4)	0,21 ^a (9,5)	58,5 ^a	0,11 ^{ab} (5,1)	0,06 ^a (2,9)	0,05 ^a (2,4)	82,0 ^{ab}	0,43 ^{ab} (19,5)	0,17 ^{ab} (7,8)	0,11 ^a (4,8)
KAS 30	76,5 ^a	0,26 ^a (11,7)	0,19 ^a (8,4)	0,22 ^a (10,1)	39,3 ^a	0,11 ^{ab} (4,9)	0,06 ^a (2,8)	0,08 ^{ab} (3,7)	63,8 ^a	0,32 ^a (14,3)	0,15 ^{ab} (6,9)	0,07 ^a (3,3)
KAS 60	77,0 ^a	0,30 ^a (13,4)	0,18 ^a (8,1)	0,20 ^a (9,1)	56,0 ^a	0,11 ^{ab} (4,7)	0,10 ^a (4,4)	0,07 ^{ab} (3,1)	69,0 ^{ab}	0,31 ^a (13,7)	0,13 ^a (5,8)	0,08 ^a (3,6)
KAS 120	78,0 ^a	0,69 ^a (30,9)	0,36 ^a (16,4)	0,26 ^a (11,9)	48,0 ^a	0,13 ^{ab} (6,0)	0,08 ^a (3,5)	0,07 ^{ab} (3,2)	70,0 ^{ab}	0,87 ^b (39,2)	0,30 ^b (13,6)	0,14 ^a (6,2)
Kontrolle	76,3 ^a	0,30 ^a (13,5)	0,23 ^a (10,2)	0,24 ^a (10,6)	48,8 ^a	0,07 ^a (3,2)	0,03 ^a (1,4)	0,01 ^a (0,6)	66,3 ^{ab}	0,39 ^{ab} (17,7)	0,15 ^a (6,7)	0,09 ^a (4,0)

Eine Auffälligkeit stellt im Oktober 2015 die Agglomerat-Variante dar, die mit 0,63 mg 100 g⁻¹ in den oberen 30 cm zu diesem Zeitpunkt deutlich höhere Gehalte aufwies als alle anderen Varianten. Dies setzte sich auch in den beiden anderen Probenahmetiefen fort. Statistisch signifikante Differenzen in dieser Größenordnung wurden in keinem anderen Fall beobachtet. Es steht zu vermuten, dass diesen Werten ein Fehler bei der Probeaufbereitung oder Analyse zugrunde liegt, denn eine Verlagerung von größeren Mengen mineralischen Stickstoffs aus Gärprodukten bis in eine Bodentiefe von 90 cm ist nach allen bisherigen Erfahrungen sehr unwahrscheinlich.

Außerdem hätten sich so große Mengen an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Ertrag von Mais oder dem darauf folgenden Weizen bemerkbar machen müssen, was nicht der Fall war. Im August 2016 bestanden in den oberen 30 cm signifikante Unterschiede nur zwischen den einzelnen KAS-Varianten. Bei KAS-120 wurde die Stickstoffdüngung zu Weizen in zwei Gaben aufgeteilt. Die zweite Hälfte wurde im Mai gedüngt. In den darauf folgenden Wochen kam es jedoch nur zu unzureichenden Niederschlägen. Die hohen Gehalte an N_{min} in dieser Variante nach der Ernte sind vermutlich darauf zurückzuführen, dass die zweite Stickstoffgabe aufgrund des

Tab. 6. Differenz der Gehalte an Gesamtstickstoff (N_{ges}) und mineralischem Stickstoff (N_{min}) in verschiedenen Bodentiefen zwischen dem ersten (10/2014) und letzten Probenahmeterrin (08/2016). Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen innerhalb einer Spalte (Tukey's HSD Test, $p \leq 0,05$).

Variante	Differenz der N_{ges} -Gehalte $mg\ 100\ g^{-1}$	Differenz der N_{min} -Gehalte $kg\ ha^{-1}$		
		0–30 cm	30–60 cm	60–90 cm
Feinfraktion	-4,7 ^{abc}	17,3 ^{ab}	-1,6 ^a	0,1 ^{ab}
Agglomerate	4,5 ^c	11,7 ^{ab}	2,6 ^{ab}	1,5 ^{ab}
Pellets	-1,5 ^{bc}	11,5 ^{ab}	4,4 ^{abc}	-0,6 ^a
Grobfraktion	0,3 ^{bc}	17,1 ^{ab}	7,8 ^{bc}	4,8 ^b
KAS 30	-19,3 ^a	6,6 ^a	2,7 ^{ab}	0,2 ^{ab}
KAS 60	-11,5 ^{abc}	8,3 ^a	3,7 ^{ab}	0,7 ^{ab}
KAS 120	-12,0 ^{ab}	35,4 ^b	11,9 ^c	3,6 ^{ab}
Kontrolle	-15,3 ^{ab}	3,3 ^a	2,9 ^{ab}	2,4 ^{ab}

Wassermangels durch den Weizen nicht voll aufgenommen werden konnte. Lässt man die Ausreißer im Jahr 2015 unbeachtet, so führte die Anwendung der Gärprodukte zu keinem Zeitpunkt und in keiner der untersuchten Probenahmetiefen zu von der ungedüngten Kontrolle signifikant verschiedenen Gehalten an N_{min} .

Wirkungen der Gärprodukte auf Kulturpflanzen

Erträge. In Abb. 5 sind die Erträge im Feldversuch dargestellt. Die Anwendung der Gärprodukte führte erst bei Weizen zu gegenüber der Kontrolle erhöhten (Korn-)erträgen, wobei der Unterschied nur zwischen Feinfraktion und Kontrolle auch statistisch signifikant war (Korn-ertrag fortan angegeben mit 86% TS). Mit 43,0 dt ha^{-1} erzielte die Feinfraktion Korn-erträge, die sich auf gleichem Niveau bewegten wie die der KAS 30-Variante (48,1 dt ha^{-1}). Obwohl also in den Gärproduktvarianten zwei Mal pro Jahr Gärprodukte in Mengen entsprechend

200 kg ha^{-1} Stickstoff ausgebracht wurden, zeigte sich ein messbarer Düngeneffekt erst im dritten Versuchsjahr.

Ertrag und Ertragsstruktur von Weizen finden sich in Tab. 7. Die höchsten Korn-erträge wurden mit 68,4 und 80,7 dt ha^{-1} in den KAS 60- und KAS 120-Varianten verzeichnet. Innerhalb der Gruppe der Gärprodukte wurden die höchsten Erträge mit 43,0 dt ha^{-1} durch die Anwendung der Feinfraktion erzielt. Tendenziell wies diese Variante im Vergleich zu den anderen Gärproduktvarianten eine deutlich höhere Anzahl der ährentragenden Halme je Quadratmeter auf.

Der höhere Ertrag in den KAS-Varianten beruhte demgegenüber auf der Kombination von Kornzahl je Ähre und Anzahl ährentragender Halme. Bei der im Feldversuch angebaute Weizensorte handelte es sich um die A-Weizensorte „Julius“ (KWS Saat), die sich durch gute Korn-erträge und ausgeprägte Winterhärte auszeichnet, in der Regel aber nur niedrige bis mittlere Proteingehalte

Tab. 7. Ertrag (86% TS), Ertragsstruktur und Proteingehalt von Winterweizen im Feldversuch im Jahr 2016. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen \pm Standardabweichung. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen innerhalb einer Spalte (Tukey's HSD Test, $p \leq 0,05$).

Variante	Korn-ertrag (dt ha^{-1})	Korn-Stroh- Verhältnis	Ährentragende Halme je m^2	Körner je Ähre	TKG (g)	Protein- gehalt (%)
Feinfraktion	43,0 \pm 4,4 ^b	0,70 \pm 0,17 ^a	340 \pm 26 ^a	23,2 \pm 1,5 ^{ab}	47,6 \pm 0,5 ^a	8,1 \pm 0,5 ^a
Agglomerate	40,4 \pm 2,5 ^{ab}	0,79 \pm 0,08 ^a	308 \pm 43 ^a	24,2 \pm 2,6 ^{ab}	47,3 \pm 1,5 ^a	7,9 \pm 0,5 ^a
Pellets	39,8 \pm 6,3 ^{ab}	0,80 \pm 0,01 ^a	299 \pm 40 ^a	24,6 \pm 3,1 ^{ab}	47,6 \pm 0,9 ^a	8,3 \pm 0,6 ^a
Grobfraktion	40,5 \pm 4,2 ^{ab}	0,77 \pm 0,06 ^a	299 \pm 12 ^a	24,7 \pm 2,0 ^{ab}	47,4 \pm 0,4 ^a	8,4 \pm 0,4 ^a
KAS 30	48,1 \pm 6,0 ^b	0,98 \pm 0,26 ^a	342 \pm 23 ^a	26,8 \pm 2,8 ^b	45,9 \pm 1,2 ^a	7,7 \pm 0,3 ^a
KAS 60	68,4 \pm 0,3 ^c	0,86 \pm 0,07 ^a	478 \pm 50 ^b	27,0 \pm 3,9 ^b	46,6 \pm 1,2 ^a	7,5 \pm 0,1 ^a
KAS 120	80,7 \pm 3,9 ^d	0,82 \pm 0,11 ^a	538 \pm 20 ^b	25,4 \pm 2,0 ^b	50,9 \pm 0,5 ^b	11,4 \pm 0,4 ^b
Kontrolle	31,2 \pm 2,9 ^a	0,86 \pm 0,13 ^a	343 \pm 28 ^a	17,5 \pm 0,6 ^a	45,4 \pm 1,6 ^a	8,5 \pm 0,5 ^a

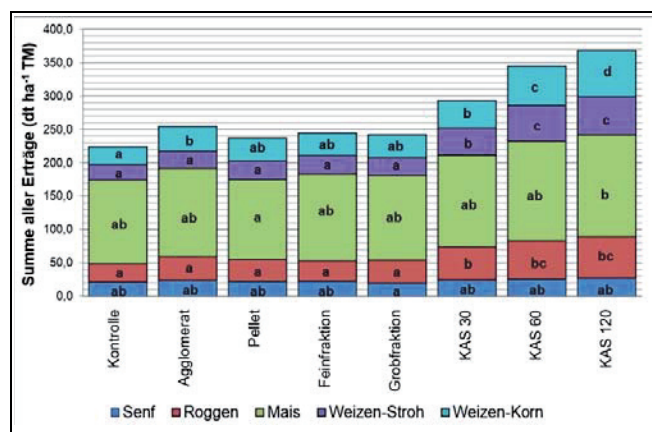


Abb. 5. Trockenmasseerträge von Senf, Roggen, Mais und Weizen im Feldversuch. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen für die jeweilige Pflanzenart (Tukey's HSD Test, $p \leq 0,05$).

aufweist (BUNDESSORTENAMT, 2016). Letzteres bestätigte sich im Feldversuch. Selbst in der KAS 120-Variante erreichten die Proteingehalte mit 11,4% nicht die für A-Weizen geforderten 13% und auch nicht die für Brotweizen mindestens geforderten 12% (REISEWITZ und PLÖTZKY, 2007; SCHNEEWEIß, 2013). Alle anderen Varianten blieben mit 7,5 bis 8,5% aufgrund der mangelnden N-Versorgung während der Kornfüllungsphase weit darunter.

Nährstoffgehalte und -entzüge. Die Gehalte an Stickstoff, Phosphor und Kalium im Erntegut und die dadurch verursachten Nährstoffentzüge sind in Tab. 8 dargestellt. Die Anwendung der Gärprodukte führte bei keiner der geprüften Kulturen zu von der Kontrolle signifikant verschiedenen N, P- oder K-Gehalten.

Vergleicht man die ausgebrachten und entzogenen Mengen an Stickstoff über die gesamte Versuchsdauer hinweg, so wird deutlich, dass vor allem in den Varianten

Tab. 8. Nährstoffgehalte und Nährstoffentzüge im bzw. durch das Erntegut im Feldversuch. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen innerhalb einer Spalte für das jeweilige Nährelement (Tukey's HSD Test, $p \leq 0,05$). „F“ = Feinfraktion, „A“ = Agglomerate, „P“ = Pellets, „G“ = Grobfraktion

Nährstoff	Variante	Senf		Roggen		Mais		Weizen Korn		Weizen Stroh	
		Gehalte g kg^{-1} TM	Entzüge kg ha^{-1} TM	Gehalte g kg^{-1} TM	Entzüge kg ha^{-1} TM	Gehalte g kg^{-1} TM	Entzüge kg ha^{-1} TM	Gehalte g kg^{-1} TM	Entzüge kg ha^{-1} TM	Gehalte g kg^{-1} TM	Entzüge kg ha^{-1} TM
Stickstoff	F	25,7 ^a	62,2 ^a	17,1 ^{ab}	61,1 ^{ab}	6,7 ^{abc}	88,0 ^{ab}	14,2 ^a	53,0 ^{ab}	2,8 ^{ab}	7,2 ^{ab}
	A	25,0 ^a	55,1 ^a	17,2 ^{ab}	56,5 ^a	6,5 ^{ab}	77,1 ^{ab}	13,9 ^a	48,3 ^{ab}	2,4 ^{ab}	6,5 ^{ab}
	P	27,3 ^{ab}	62,0 ^a	17,7 ^{ab}	54,4 ^a	6,4 ^{ab}	83,2 ^{ab}	14,5 ^a	49,4 ^{ab}	2,8 ^{ab}	7,8 ^{ab}
	G	26,1 ^a	51,7 ^a	16,8 ^{ab}	57,2 ^a	6,1 ^{ab}	76,8 ^{ab}	14,8 ^a	51,4 ^{ab}	2,7 ^{ab}	7,1 ^{ab}
	KAS 30	29,4 ^{ab}	71,0 ^a	19,3 ^{ab}	97,7 ^{bc}	7,5 ^{abc}	104,3 ^{abc}	13,4 ^a	55,5 ^b	2,2 ^a	9,0 ^{ab}
	KAS 60	28,4 ^{ab}	71,8 ^a	21,3 ^b	123,0 ^c	8,8 ^c	134,2 ^c	13,1 ^a	76,9 ^c	2,5 ^{ab}	13,6 ^b
	KAS 120	36,8 ^b	99,0 ^a	21,7 ^b	135,3 ^c	11,4 ^d	173,8 ^d	20,1 ^b	139,4 ^d	4,3 ^b	25,1 ^c
	Kontrolle	25,0 ^a	53,8 ^a	16,3 ^a	43,9 ^a	5,7 ^a	71,8 ^a	15,0 ^a	40,2 ^a	2,2 ^a	5,0 ^a
Phosphor	F	4,4 ^{abc}	10,5 ^a	4,0 ^a	14,3 ^{ab}	3,2 ^{abc}	41,8 ^a	4,7 ^b	17,2 ^b	2,2 ^{bc}	5,4 ^a
	A	4,6 ^{bc}	10,0 ^a	3,8 ^a	12,6 ^a	3,4 ^c	40,2 ^a	4,6 ^{ab}	15,9 ^{ab}	1,9 ^c	5,2 ^a
	P	4,5 ^{abc}	10,0 ^a	3,9 ^a	12,0 ^a	3,5 ^c	44,9 ^a	4,8 ^b	16,3 ^{ab}	2,3 ^c	6,2 ^a
	G	4,7 ^c	9,2 ^a	4,1 ^a	13,8 ^{ab}	3,3 ^{abc}	41,2 ^a	4,9 ^b	16,9 ^b	2,3 ^c	6,0 ^a
	KAS 30	4,4 ^{abc}	10,5 ^a	4,3 ^a	21,3 ^{bc}	2,9 ^{abc}	39,2 ^a	4,6 ^{ab}	19,0 ^b	1,6 ^{abc}	6,7 ^a
	KAS 60	4,2 ^{abc}	10,7 ^a	4,4 ^a	25,2 ^c	2,7 ^{ab}	41,3 ^a	4,2 ^a	24,3 ^c	1,1 ^{ab}	5,6 ^a
	KAS 120	3,9 ^{ab}	10,6 ^a	4,4 ^a	27,8 ^c	2,6 ^a	39,7 ^a	4,4 ^{ab}	30,7 ^d	1,0 ^a	5,4 ^a
	Kontrolle	4,6 ^c	9,8 ^a	3,9 ^a	10,5 ^a	3,3 ^{bc}	41,1 ^a	4,6 ^{ab}	12,2 ^a	2,2 ^{bc}	4,9 ^a
Kalium	F	31,2 ^a	74,2 ^a	27,6 ^{ab}	99,0 ^{ab}	13,0 ^{bcd}	170,5 ^a	5,9 ^{ab}	21,3 ^{ab}	14,0 ^a	36,2 ^a
	A	30,0 ^a	66,4 ^a	26,1 ^a	85,8 ^a	14,7 ^d	176,8 ^a	5,9 ^{ab}	20,3 ^{ab}	14,3 ^a	39,0 ^a
	P	31,3 ^a	70,6 ^a	26,3 ^a	80,6 ^a	13,5 ^{cd}	174,9 ^a	5,8 ^{ab}	20,0 ^{ab}	14,3 ^a	39,5 ^a
	G	31,0 ^a	61,2 ^a	26,8 ^a	91,2 ^a	14,2 ^d	180,4 ^a	6,2 ^b	21,6 ^{ab}	14,9 ^{ab}	39,9 ^a
	KAS 30	32,6 ^a	77,9 ^a	30,6 ^{ab}	154,4 ^{bc}	11,8 ^{abcd}	165,1 ^a	6,1 ^b	25,0 ^b	13,9 ^a	56,6 ^{ab}
	KAS 60	31,0 ^a	78,2 ^a	33,4 ^b	193,1 ^c	10,8 ^{ab}	167,6 ^a	5,7 ^{ab}	34,0 ^c	12,6 ^a	67,4 ^b
	KAS 120	30,6 ^a	82,4 ^a	33,5 ^b	209,4 ^c	10,3 ^a	156,5 ^a	5,3 ^a	36,7 ^d	18,0 ^b	104,2 ^c
	Kontrolle	29,9 ^a	64,3 ^a	25,6 ^a	69,1 ^a	13,2 ^{bcd}	166,1 ^a	5,9 ^{ab}	15,9 ^a	15,8 ^{ab}	36,5 ^a

mit Gärprodukten große Differenzen zwischen Entzug und ausgebrachter Menge bestehen. Mit vier Ausbringungen wurden in diesen Varianten bis zu 878 kg ha⁻¹ N (Grobfraktion) ausgebracht, von denen nur max. 271 kg ha⁻¹ (Feinfraktion) durch die Pflanzen wieder aufgenommen wurden. Der Erhalt der Ausgangsgehalte an Stickstoff im Boden trotz des Anbaus von vier aufeinander folgenden Kulturarten ist das Ergebnis dieser Stickstoffzufuhr.

Bei Phosphor wird dagegen deutlich, dass durch Roggen, Mais und Weizen mehr Phosphor aufgenommen wurde, als durch die jeweils letzte Gärprodukt-Anwendung ausgebracht worden war. Offensichtlich konnten hier im Boden vorhandene Phosphorreserven mobilisiert werden. Dies spiegelt sich auch in den Gehalten an pflanzenverfügbarem Phosphor im Boden wieder, die nach Mais im Vergleich zum Versuchsbeginn deutlich abgesunken waren (vergleiche Abb. 3).

Die Grunddüngung mit Kalium im Versuch erschwert eine Auswertung der Gehalte an diesem Nährstoff im Pflanzenmaterial. Bei Mais, zu dem keine zusätzliche Kaliumdüngung erfolgte, zeigten sich signifikante Unterschiede zwischen den mit Gärprodukten und den mit KAS gedüngten Pflanzen, wobei letztere deutlich niedrigere Kaliumgehalte aufwiesen. Hier zeigte sich möglicherweise eine Auswirkung der Kaliumzufuhr durch die Gärprodukte.

Schwermetalle

Laut Bioabfall-Verordnung dürfen durch Bioabfallprodukte innerhalb von drei Jahren maximal 30 g ha⁻¹ Cadmium, 2100 g ha⁻¹ Chrom, 2100 g ha⁻¹ Kupfer und 3000 g ha⁻¹ Blei ausgebracht werden. Durch die Gärproduktanwendung wurden die Grenzwerte bei Cadmium und Blei durch alle Gärprodukte überschritten, bei Chrom durch Pellets und Grobfraktion und bei Kupfer durch Agglomerate und Pellets.

Wie Tab. 9 zu entnehmen, wurden die Schwermetallgehalte im Boden trotzdem durch die Ausbringung der Gärprodukte im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle nicht signifikant verändert. Verschiedene Faktoren wie die Dauer des Kompostierungsprozesses, der pH-Wert von Boden und Kompost, die Anwesenheit von Chelatoren und der Grad der Komplexbildung mit der organischen Substanz beeinflussen, in wie weit die Konzentration der Schwermetalle im Boden durch die Ausbringung von Bioabfallkomposten verändert wird (ERNST, 1996; PUSCHENREITER et al., 2005; ACHIBA et al., 2009; SMITH, 2009). Festzuhalten bleibt, dass in keinem Fall die Vorsorgewerte des Bundes-Bodenschutzgesetzes überschritten wurden. Diese betragen für sandige Böden maximal 0,4 µg g⁻¹ Cd, 30 µg g⁻¹ Cr, 20 µg g⁻¹ Cu und 40 µg g⁻¹ Pb (BBodSCHV, 1999).

Der Entzug durch die Pflanzen spielt in Bezug auf die Bodengehalte nur eine untergeordnete Rolle. In Tab. 10

Tab. 9. Schwermetallgehalte im Boden im Oktober 2015 und August 2016. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen ± Standardabweichung. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen innerhalb einer Spalte für den jeweiligen Probenahmezeitpunkt (Tukey's HSD Test, p ≤ 0,05)

Variante	Cadmium	Chrom	Kupfer	Blei
	µg g ⁻¹			
	Oktober 2015			
Feinfraktion	0,36 ± 0,02 ^a	13,6 ± 2,9 ^a	10,2 ± 1,2 ^a	14,7 ± 0,8 ^a
Agglomerate	0,37 ± 0,01 ^a	13,1 ± 0,8 ^a	10,6 ± 0,8 ^a	16,1 ± 2,2 ^a
Pellets	0,37 ± 0,01 ^a	12,8 ± 0,9 ^a	10,0 ± 0,3 ^a	15,3 ± 0,3 ^a
Grobfraktion	0,38 ± 0,02 ^a	13,0 ± 0,9 ^a	7,2 ± 1,3 ^a	15,4 ± 0,9 ^a
KAS 30	0,35 ± 0,01 ^a	13,8 ± 2,2 ^a	6,7 ± 1,1 ^a	14,3 ± 0,7 ^a
KAS 60	0,35 ± 0,04 ^a	11,8 ± 1,5 ^a	7,4 ± 2,1 ^a	14,3 ± 1,7 ^a
KAS 120	0,36 ± 0,03 ^a	12,7 ± 1,6 ^a	7,1 ± 0,4 ^a	16,1 ± 2,7 ^a
Kontrolle	0,35 ± 0,02 ^a	12,6 ± 1,1 ^a	8,7 ± 1,0 ^a	14,6 ± 0,9 ^a
	August 2016			
Feinfraktion	0,30 ± 0,02 ^a	12,3 ± 4,7 ^a	11,5 ± 0,5 ^a	12,1 ± 0,8 ^a
Agglomerate	0,30 ± 0,02 ^a	10,0 ± 0,8 ^a	12,2 ± 1,7 ^a	12,3 ± 0,5 ^a
Pellets	0,31 ± 0,03 ^a	12,6 ± 4,1 ^a	13,9 ± 3,8 ^a	12,0 ± 0,5 ^a
Grobfraktion	0,32 ± 0,02 ^a	11,3 ± 0,9 ^a	12,3 ± 2,5 ^a	12,3 ± 0,5 ^a
KAS 30	0,33 ± 0,03 ^a	9,8 ± 1,4 ^a	13,8 ± 3,4 ^a	12,2 ± 0,5 ^a
KAS 60	0,33 ± 0,03 ^a	10,0 ± 1,3 ^a	11,8 ± 1,7 ^a	11,9 ± 1,3 ^a
KAS 120	0,31 ± 0,02 ^a	11,1 ± 1,6 ^a	11,8 ± 0,9 ^a	11,5 ± 0,7 ^a
Kontrolle	0,30 ± 0,01 ^a	10,8 ± 0,7 ^a	11,5 ± 0,8 ^a	11,8 ± 0,7 ^a

Tab. 10. Schwermetallgehalte im Erntegut von Roggen, Mais und Weizen im Feldversuch. Daten sind Mittelwerte aus vier Wiederholungen \pm Standardabweichung. Verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen innerhalb einer Spalte für das jeweilige Pflanzenmaterial (Tukey's HSD Test, $p \leq 0,05$). „F“ = Feinfraktion, „A“ = Agglomerate, „P“ = Pellets, „G“ = Grobfraktion

Pflanzenmaterial	Variante	$\mu\text{g g}^{-1}$			
		Cadmium	Chrom	Kupfer	Blei
Roggen	F	0,02 \pm 0,01 ^a	0,72 \pm 0,26 ^a	7,66 \pm 0,97 ^{ab}	0,42 \pm 0,17 ^a
	A	0,01 \pm 0,01 ^a	0,75 \pm 0,17 ^a	6,76 \pm 0,72 ^a	0,34 \pm 0,09 ^a
	P	0,01 \pm 0,01 ^a	0,71 \pm 0,05 ^a	7,74 \pm 0,66 ^{ab}	0,36 \pm 0,06 ^a
	G	0,01 \pm 0,01 ^a	0,75 \pm 0,08 ^a	8,11 \pm 0,63 ^{ab}	0,39 \pm 0,02 ^a
	KAS 30	0,02 \pm 0,01 ^a	1,04 \pm 0,39 ^a	7,95 \pm 0,50 ^{ab}	0,39 \pm 0,07 ^a
	KAS 60	0,03 \pm 0,01 ^a	0,83 \pm 0,18 ^a	9,36 \pm 1,53 ^b	0,40 \pm 0,03 ^a
	KAS 120	0,03 \pm 0,01 ^a	0,75 \pm 0,21 ^a	9,11 \pm 0,43 ^{ab}	0,39 \pm 0,17 ^a
	Kontrolle	0,01 \pm 0,00 ^a	0,96 \pm 0,26 ^a	6,85 \pm 0,60 ^a	0,38 \pm 0,06 ^a
Mais	F	0,00 \pm 0,00 ^a	5,17 \pm 0,50 ^{ab}	3,15 \pm 0,42 ^a	0,16 \pm 0,05 ^a
	A	0,00 \pm 0,00 ^a	4,47 \pm 0,83 ^{ab}	5,17 \pm 1,01 ^a	0,20 \pm 0,04 ^a
	P	0,00 \pm 0,00 ^a	5,14 \pm 1,11 ^{ab}	3,32 \pm 0,69 ^a	0,19 \pm 0,06 ^a
	G	0,00 \pm 0,00 ^a	5,29 \pm 0,83 ^{ab}	4,60 \pm 1,22 ^a	0,16 \pm 0,09 ^a
	KAS 30	0,00 \pm 0,00 ^a	6,17 \pm 0,07 ^b	5,35 \pm 1,44 ^a	0,17 \pm 0,03 ^a
	KAS 60	0,00 \pm 0,00 ^a	5,19 \pm 0,72 ^{ab}	5,22 \pm 0,66 ^a	0,17 \pm 0,05 ^a
	KAS 120	0,00 \pm 0,00 ^a	3,88 \pm 0,30 ^a	4,98 \pm 0,17 ^a	0,21 \pm 0,06 ^a
	Kontrolle	0,00 \pm 0,00 ^a	5,95 \pm 0,16 ^b	3,83 \pm 1,19 ^a	0,17 \pm 0,03 ^a
Weizen Korn	F	0,00 \pm 0,00 ^a	0,47 \pm 0,46 ^a	6,04 \pm 4,07 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	A	0,00 \pm 0,00 ^a	0,33 \pm 0,01 ^a	3,95 \pm 0,75 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	P	0,00 \pm 0,00 ^a	0,34 \pm 0,13 ^a	3,44 \pm 0,44 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	G	0,00 \pm 0,00 ^a	0,12 \pm 0,07 ^a	5,66 \pm 1,45 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	KAS 30	0,00 \pm 0,00 ^a	0,46 \pm 0,36 ^a	4,37 \pm 0,51 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	KAS 60	0,00 \pm 0,00 ^a	0,24 \pm 0,22 ^a	4,27 \pm 0,35 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	KAS 120	0,00 \pm 0,00 ^a	0,20 \pm 0,23 ^a	4,41 \pm 0,75 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	Kontrolle	0,00 \pm 0,00 ^a	0,26 \pm 0,25 ^a	5,01 \pm 0,34 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
Weizen Stroh	F	0,00 \pm 0,00 ^a	9,27 \pm 0,42 ^a	1,90 \pm 1,16 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	A	0,00 \pm 0,00 ^a	10,07 \pm 3,18 ^a	1,73 \pm 0,95 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	P	0,00 \pm 0,00 ^a	10,91 \pm 0,89 ^a	2,19 \pm 1,04 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	G	0,00 \pm 0,00 ^a	11,47 \pm 1,69 ^a	0,62 \pm 2,41 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	KAS 30	0,00 \pm 0,00 ^a	9,08 \pm 1,53 ^a	3,92 \pm 6,66 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	KAS 60	0,00 \pm 0,00 ^a	8,72 \pm 0,46 ^a	0,61 \pm 1,61 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	KAS 120	0,00 \pm 0,00 ^a	10,21 \pm 4,08 ^a	1,30 \pm 0,54 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a
	Kontrolle	0,00 \pm 0,00 ^a	12,22 \pm 3,44 ^a	2,98 \pm 3,51 ^a	0,00 \pm 0,00 ^a

sind die Schwermetallgehalte in den Pflanzen dargestellt. Cadmium und Blei wurden nur durch Roggen und Mais und nur in sehr geringen Mengen aufgenommen. Die Gehalte betragen jeweils unter $1 \mu\text{g g}^{-1}$. Unterschiede zwischen den Varianten wurden nicht festgestellt. Cadmium wird in der Regel leicht von Pflanzen aufgenommen; die Verteilung in der Pflanze unterliegt allerdings erheblichen genotypischen Unterschieden (SCHUBERT, 2011). Mais akkumuliert Cadmium vor allem in den Zellen der Endodermis und dem Parenchym der Wurzeln, die hier nicht untersucht wurden (PETRUZZELLI et al., 1989; WÓJCIK

und TUKIENDORF, 2005). Das gleiche gilt für Triticale und Weizen, bei denen allerdings üblicherweise deutliche Unterschiede zwischen den Gehalten im Korn und im Stroh bestehen (CIECKO et al., 2001; SCHUBERT, 2011); ein Effekt, der bei Weizen im vorliegenden Versuch nicht nachgewiesen werden konnte.

Blei wird ebenfalls in den Zellwänden der Wurzeln oder auch in Mykorrhizapilzen festgelegt und nur sehr begrenzt in die oberirdische Biomasse aufgenommen (GIGLIOTTI et al., 1996; SCHUBERT, 2011). Die geringe Aufnahme von Cadmium und Blei hat auch mit anderen

Faktoren zu tun. So können andere Nährstoffe wie z.B. Kalzium als kompetitive Inhibitoren für die Cadmiumaufnahme fungieren. Es ist auch bekannt, dass eine pH-Erhöhung zwar einerseits die Cadmiumaufnahme durch die Pflanzen erhöht, andererseits die Pflanzenverfügbarkeit von Cadmium aber reduziert. Cadmium und Blei werden zudem als zweiwertige Kationen stark an organische Substanz gebunden, was ihre Verfügbarkeit deutlich absenkt (SCHUBERT, 2011). Bioabfallkompost fungiert demnach einerseits als Quelle für Cadmium und Blei, reduziert andererseits aber deren Pflanzenverfügbarkeit durch Erhöhung des pH-Wertes und durch Bereitstellung großer Mengen organischer Substanz.

Die Chromgehalte von Roggen betragen nur max. $1,04 \mu\text{g g}^{-1}$. Die Gehalte in Mais waren bis zu fünffach höher, die Gehalte in Weizen bis zu zwölfmal. BLUME et al. (2010) geben an, dass Chromgehalte von bis zu $1 \mu\text{g g}^{-1}$ TM in Pflanzen als normal zu bewerten sind und dass bei darüberhinausgehenden Werten mit einer Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums zu rechnen ist. Insbesondere die Gehalte in Weizen scheinen verglichen damit sehr hoch. Chromgehalte und Abweichungen von der Norm sind in dieser Größenordnung jedoch auch von anderen Autoren berichtet worden (LI et al., 2005; BVL, 2016). Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten zeigten sich nur bei Mais, wobei dort die höchsten Gehalte in der Kontrolle und der KAS 30-Variante gemessen wurden, die keinerlei Gärprodukte erhalten hatten. Chrom liegt in Abhängigkeit von den Redoxbedingungen in drei- und sechswertiger Form vor, wobei Cr (III) stark an Eisenoxide gebunden wird oder schwer lösliche Hydroxide bildet, während Cr (VI) Oxianionenkomplexe wie Cr(VI)O_4^{2-} formt, Verbindungen mit Bariumsulfat eingeht oder an mineralische Komponenten im Boden mit freien Hydroxylgruppen adsorbiert wird (RAI et al., 1989; BLUME et al., 2010). Diese Adsorption steigt mit sinkendem pH-Wert. Andererseits wird bei hohen Chromkonzentrationen und niedrigen pH-Werten Cr(VI) zu Cr(III) reduziert, das dann in Lösung gehen kann. Bei pH-Werten über 6 wird Cr(III) ähnlich wie Aluminium als Hydroxid ausgefällt und ist dann nicht mehr pflanzenverfügbar (McGRATH, 1982; RAI et al., 1989; DAUNDERER, 2006). Dies erklärt eventuell, warum bei Mais höhere Gehalte in den KAS- und Kontrollparzellen gefunden

wurden, in denen die pH-Werte des Bodens niedriger waren als in den Gärproduktparzellen. Neben dem pH-Wert beeinflussen auch andere Faktoren die Verfügbarkeit von Chrom im Boden, wie z.B. das Vorhandensein von Eisen oder anderen Chelatoren (DAUNDERER, 2006), die hier jedoch nicht untersucht worden sind.

Kupfer gehört zwar zu den Schwermetallen, ist gleichzeitig aber ein wichtiger Mikronährstoff, der üblicherweise in allen Pflanzenteilen gefunden wird (GIGLIOTTI et al., 1996). Durch Düngung werden jährlich bis zu 500 g ha^{-1} ausgebracht (KRATZ et al., 2009). Mittlere Kupfergehalte im Boden liegen in Deutschland zwischen 8 und $42 \mu\text{g g}^{-1}$ (KRATZ et al., 2009). Im Versuch wurden maximal $14 \mu\text{g g}^{-1}$ erreicht. Bei allen drei Kulturen wurden unabhängig von der Düngevariante die in der Literatur jeweils empfohlenen Gehalte an Kupfer im Pflanzmaterial erreicht, nicht aber überschritten (ORTSEIFEN und LAMMEL, 2005; KRATZ et al., 2009). Die Versorgung mit pflanzenverfügbarem Kupfer war also ausreichend, ohne dass toxische Effekte zu erwarten wären.

Wie in Tab. 11 dargestellt, wurden nur bei Chrom und Kupfer überhaupt nennenswerte Anteile der ausgebrachten Menge durch die Pflanzen wieder aufgenommen. In die Bilanzrechnung konnte Senf nicht aufgenommen werden, weil das Erntegut nicht auf Schwermetallgehalte untersucht wurde. Da mit der ersten Lieferung an Gärprodukten aber nur geringe Mengen an Schwermetalle ausgebracht wurden (weshalb keine Untersuchung des Pflanzenmaterials stattfand), dürfte dies das Ergebnis kaum wesentlich verändern.

Schlussfolgerungen

Die Stickstoffverfügbarkeit ist in kompostierten Gärresten aus Bioabfällen in den ersten Jahren nach der Anwendung sehr gering. Nur max. ein Drittel des ausgebrachten Stickstoffs konnte in den drei Versuchsjahren durch die angebauten Kulturen aufgenommen werden. Trotz hoher Stickstoffgaben von über $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ konnte ein Düngeeffekt im Sinne einer Ertragssteigerung gegenüber der ungedüngten Kontrolle erst im dritten Versuchsjahr nachgewiesen werden. Dieser Effekt war nur bei der Feinfraktion, nicht aber bei den agglomerier-

Tab. 11. Kumulierter Schwermetallentzug (prozentualer Anteil der ausgebrachten Menge) durch Roggen, Mais und Weizen im Feldversuch

Variante	Cadmium	Chrom	Kupfer	Blei
	Entzug (Prozent der ausgebrachten Menge)			
Feinfraktion	0,14	8,06	6,33	0,11
Agglomerate	0,10	7,32	5,87	0,06
Pellets	0,09	5,23	2,98	0,08
Grobfraktion	0,11	5,52	6,93	0,10

ten oder pelletierten Gärprodukten zu beobachten. Diese Aufbereitungswege setzen die Verfügbarkeit offensichtlich weiter herab bzw. verzögern die Mineralisation. Auch bei der Feinfraktion war die Stickstoffversorgung der Pflanzen so gering, dass Qualitätsanforderungen wie z.B. beim Proteingehalt von Weizen nicht erreicht werden konnten.

Positiv zu bewerten sind die hohen Gehalte an Phosphor und Kalium in den Gärprodukten, die sich zum Teil in höheren Gehalten an diesen Nährstoffen im Boden bzw. Pflanzenmaterial widerspiegeln. Hier besteht bei Anwendung von Gärprodukten dieser Art Einsparungspotential für andere Düngemittel. Die Aufbereitungsform scheint die Bereitstellung dieser beiden Nährelemente nicht in eindeutiger Weise zu beeinflussen.

Die Anwendung der Gärprodukte führte zu einem Anstieg der pH-Werte im Boden, was sich insbesondere auf sandigen Standorten mit niedrigen pH-Werten als vorteilhaft erweisen kann. Die P-Verfügbarkeit wird in diesem pH-Bereich erhöht, während die Verfügbarkeit von Schwermetallen sinkt.

Die Anwendung von kompostierten Gärprodukten birgt zudem das Potential, die Kohlenstoffgehalte im Boden deutlich anzuheben. Dadurch kann bei regelmäßiger Anwendung nicht nur Kohlenstoff sequestriert, sondern durch Erhöhung des Humusgehaltes auch ein Beitrag zum Erhalt bzw. zur Förderung der Bodenfruchtbarkeit geleistet werden.

Ein Anstieg der Schwermetallgehalte im Boden konnte trotz Überschreitung der laut BioAbfV zulässigen Höchstmengen nicht nachgewiesen werden. Andererseits wurden von Cadmium und Blei weniger als 1%, bei Chrom max. 8% und bei Kupfer max. 7% der ausgebrachten Menge durch das geerntete Pflanzenmaterial wieder abgefahren. Langfristig ist angesichts solcher Aufnahme-raten bei Nichteinhaltung der Grenzwerte mit einer Anreicherung von Schwermetallen im Boden zu rechnen, die durch Anbau akkumulierender Pflanzenarten auch in die Nahrungskette gelangen könnten.

Danksagung

Der beschriebene Versuch ist Teil des Projektes VeNGA (Grundlagenuntersuchungen zur Verwertung und Nährstoffnutzung der boden- und pflanzenbezogenen Wirkung von Gärückständen aus der Abfallvergärung), das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert wurde (Förderkennzeichen 03EK3527A).

Literatur

- ACHIBA, W.B., N. GABTENI, A. LAKHDAR, G.D. LAING, M. VERLOO, N. JEDIDI T. GALLALI, 2009: Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **130** (3-4), 156-163, DOI: 10.1016/j.agee.2009.01.001.
- ARTHURSON, V., 2009: Closing the Global Energy and Nutrient Cycles through Application of Biogas Residue to Agricultural Land – Potential Benefits and Drawback. *Energies* **2** (2), 226.
- BARDOS, P., 2004: Composting of Mechanically Segregated Fractions of Municipal Solid Waste – A Review. Falfield, Bristol, SITA Environmental Trust.
- BAUER, B., 2011: Wie kalkzehrend sind die N-Dünger wirklich? *Top Agrar* **12**, 61-63.
- BAUMGÄRTEL, G., 2015: Richtwerte für die Düngung in Niedersachsen. Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
- BBodSCHV, 1999: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 102 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.
- BEERBAUM, S., 2003: Measuring Agricultural Soil Organic Carbon – The Situation in Germany. Proceedings of an OECD Expert Meeting Ottawa, Canada. Soil Organic Carbon and Agriculture: Developing Indicators for Policy Analyses. SMITH, C.A.S.
- BIOABfV, 2013: Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV) vom 21.09.1998, zuletzt geändert durch Artikel 5 der Verordnung vom 5. Dezember 2013 (BGBl. I S. 4043).
- BLUME, H.-P., G.W. BRÜMMER, R. HORN, E. KANDELER, I. KÖGEL-KNABNER, R. KRETZSCHMAR, K. STAHR B.-M. WILKE, 2010: Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde. 16. Auflage Heidelberg, Spektrum Akademischer Verlag.
- BMELV, 2012: Das Erneuerbare-Energien-Gesetz: Daten und Fakten zur Biomasse – Die Novelle 2012. Berlin, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV).
- BMU, 2012: Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen – Anregungen für kommunale Entscheidungsträger. Berlin, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- BUNDESSORTENAMT, 2016: Beschreibende Sortenliste. Getreide, Mais, Öl- und Faserpflanzen, Leguminosen, Rüben, Zwischenfrüchte.
- BVL, 2016: Berichte zur Lebensmittelsicherheit 2014 – Monitoring. Gemeinsamer Bericht des Bundes und der Länder. Berlin, Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL).
- CIECKO, Z., M. WYSZKOWSKI, W. KRAJEWSKI J. ZABIJSKA, 2001: Effect of organic matter and liming on the reduction of cadmium uptake from soil by triticale and spring oilseed rape. *The Science of the Total Environment* **281**, 37-45.
- DAUNDERER, M., 2006: Handbuch der Umweltgifte. Klinische Umwelttoxikologie für die Praxis, Landsberg/Lech, ecomed, 6.
- DIECKMANN, C., W. EDELMANN, M. KALTSCHMITT, J. LIEBETRAU, S. OLDENBURG, M. RITZKOWSKI, F. SCHOLWIN, H. STRÄUBER S. WEINRICH, 2016: Biogaserzeugung und -nutzung. In: *Energie aus Biomasse – Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Eds.: KALTSCHMITT, M., H. HARTMANN und H. HOFBAUER, Berlin/Heidelberg, Springer Vieweg, S. 1609-1755.
- ERNST, W.H.O., 1996: Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry* **11** (163-167).
- FRICKE, K., C. HEUßNER, A. HÜTTNER T. TURK, 2015: Vergärung von Bio- und Grünabfällen sowie Restabfällen. In: *Anaerobtechnik*. Eds.: ROSENWINKEL, K.-H., H. KROISS, N. DICHTL, C.-F. SEYFRIED und P. WEILAND, Berlin/Heidelberg, Springer Vieweg, S. 645-740.
- GIGLIOTTI, G., D. BUSINELLI P.L. GIUSQUANI, 1996: Trace metals uptake and distribution in corn plants grown on a 6-year urban waste compost amended soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **58**, 199-206.
- HILLEBRECHT, B., C. BROCK G. LEITHOLD, 2009: Saisonale Dynamik von Ct und Nt im Boden unter Winterweizen mit nachfolgender Zwischenfrucht. 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Zürich, Verlag Dr. Köster.
- HUERTA-PUJOL, O., M. GALLART, M. SOLIVA, F.X. MARTÍNEZ-FARRÉ M. LÓPEZ, 2011: Effect of collection system on mineral content of biowaste. *Resources, Conservation and Recycling* **55** (11), 1095-1099, DOI: 10.1016/j.resconrec.2011.06.008.
- KNOOP, C., N. DIETRICH, M. HEINRICH, J. KRÜMMELBEIN, C. DORNACK T. RAAB, 2015: Aufbereitung von Bioabfall-Gärresten zur Nutzung als Bodenverbesserer. 10. Biogastagung Dresden, Dresden.
- KÖRSCHENS, M., 1997: Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz (OBS) von Standort und Bewirtschaftung sowie ihr Einfluss auf Ertrag und Bodeneigenschaften. *Archives of Agronomy and Soil Science* **41** (6), 435-463.
- KÖRSCHENS, M., 2010: Der organische Kohlenstoff im Boden (Corg) – Bedeutung, Bestimmung, Bewertung (Soil organic carbon (Corg) – importance, determination, evaluation). *Archives of Agronomy and Soil Science* **56** (4), 375-392.
- KÖRSCHENS, M., E. SCHULZ, E.-M. KLIMANEK U. FRANKO, 1997: Die organische Bodensubstanz – Bedeutung, Definition, Bestimmung. *Archives of Agronomy and Soil Science* **41** (6), 427-433.
- KRANERT, M. K. CORD-LANDWEHR, 2010: Einführung in die Abfallwirtschaft. 4. Auflage Wiesbaden, Springer Vieweg.
- KRASSOWSKI, J., H. LOHMANN, I. SALAZAR GOMEZ, J. LIEBETRAU, E. FISCHER K. STRACH, 2013: Bioabfallvergärung – Beiträge zur Prozessopti-

- mierung und zur verbesserten Gasnutzung. Schlussbericht zum Projekt Optimierungsbeiträge Bioabfallvergärung. Fraunhofer UMSICHT und DBFZ, Oberhausen, FKZ 03KB032A/B.
- KRATZ, S., S. HANEKLAUS E. SCHNUG, 2009: Kupfergehalte in Acker- und Grünlandböden und das Verhältnis dieser Gehalte zu den durch Pflanzenschutz ausgebrachten Kupfermengen. *Journal für Kulturpflanzen* **61** (4), 112-116.
- KUPPER, T. J. FUCHS, 2007: Kompost und Gärgut in der Schweiz. Studie 1: Organische Schadstoffe in Kompost und Gärgut. Studie 2: Auswirkungen von Kompost und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. In: *Umwelt-Wissen Nr. 0743.*, Bern, Bundesamt für Umwelt.
- LI, G.-J., C.-B. ZHANG, J. ZHAN F. WANG, 2005: Chrome Sludge Compost - Effects on Crops and Soils. *Journal of the Society of Leather Technologists and Chemists* **90**, 10-13.
- MCGRATH, S.P., 1982: The Uptake and Translocation of tri- and hexa-valent Chromium and Effects on the Growth of Oat in flowing Nutrient Solution and in Soil. *New Phytologist* **92**, 381-390.
- ORTSEIFEN, U. J. LAMMEL, 2005: Pflanzenernährung und Düngung. In: *Faustzahlen für die Landwirtschaft*. Ed. (KTBL), K.f.T.u.B.i.d. L.e.V., Darmstadt, Vol. 13, S. 208-281.
- PETRUZZELLI, G., L. LUBBRANO G. GUIDI, 1989: Uptake by corn and chemical extractability of heavy metals from a four year compost treated soil. *Plant and Soil* **116**, 23-27.
- PUSCHENREITER, M., O. HORAK, W. FRIESL W. HARTL, 2005: Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into the food chain - a review. *Plant, Soil and Environment* **51** (1), 1-11.
- RAI, D., L.E. EARY J.M. ZACHARA, 1989: Environmental Chemistry of Chromium. *The Science of the Total Environment* **86**, 15-23.
- RAUSSEN, T. M. KERN, 2014: Biogasatlas 2014/2015: Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland und Europa. Witzenhausen, Witzenhausen Institut.
- REISEWITZ, A. J. PLÖTZKY, 2007: Verarbeitungsqualität von Weizen für die Backwarenherstellung aus Sicht des Handels. 23. Getreide-Tagung, Detmold.
- SAVEYN, H. P. EDER, 2014: End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): Technical proposals. Luxembourg, European Commission 10.2791/6295.
- SCHNEEWEIß, V., 2013: Anforderungen an Getreide und Getreidemahlprodukte zur Herstellung von Lebensmitteln. Getreidehandeltag 18./19. Juni 2013, Burg Warberg.
- SCHUBERT, S., 2011: Pflanzenernährung - Grundwissen Bachelor. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer KG.
- SCHÜCH, A., J. DANIEL-GROMKE, J. LIEBETRAU M. NELLES, 2014: Stand und Perspektiven der Abfall- und Reststoffvergärung in Deutschland. *BIOGAS JOURNAL* **2/2014**, 34-38.
- SMITH, S.R., 2009: A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environ Int* **35** (1), 142-156, DOI: 10.1016/j.envint.2008.06.009.
- THRÄN, D., O. ARENDT, H. ADWIRAAH M. KALTSCHMITT, 2016: Nebenprodukte, Rückstände und Abfälle. In: *Energie aus Biomasse - Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Eds.: KALTSCHMITT, M., H. HARTMANN und H. HOFBAUER, Berlin/Heidelberg, Springer Vieweg, S. 273-324.
- VEEKEN, A. B. HAMELERS, 2002: Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in bio-waste. *The Science of the Total Environment* **300**, 87-98.
- WATSON, C.J., D.J. KILPATRICK J.E. COOPER, 1995: The effect of increasing application rate of granular calcium ammonium nitrate on net nitrification in a laboratory study of grassland soils. *Fertilizer Research* **40**, 155-161.
- WÓJCIK, M. A. TUKIENDORF, 2005: Cadmium uptake, localization and detoxification in *Zea mays*. *BIOLOGIA PLANTARUM* **49** (2), 237-245.
- WONG, M.H., 1985: Phytotoxicity of refuse compost during the process of maturation. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* **37** (2), 159-174, DOI: 10.1016/0143-1471(85)90006-6.
- WRAGGE, V., 2014: Gärprodukte aus Biogasanlagen im pflanzenbaulichen Stoffkreislauf. Dissertation, Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät.