Wirkung von Biogasgärresten auf Benetzungseigenschaften eines sandigen Podsols und einer lehmigen Braunerde

A.Voelkner, R.H. Ellerbrock, D. Holthusen und R. Horn

Effects of anaerobic digestates on wetting properties of a sandy Podzol and a loamy Cambisol

1 Einleitung

Die weltweit verabschiedeten Zielvorgaben zur Verminderung von Umweltbelastungen und klimawirksamen Treibhausgasen erfordern eine Umstellung der Energie- und Wärmeerzeugung auf erneuerbare Energien (Klocke et al., 2007; Odlare et al., 2011). Überschüsse an städtischen, industriellen und landwirtschaftlichen Abfällen lassen sich durch Biogastechnologien nutzen, um die steigende Nachfrage nach Energieressourcen zu stillen (Mshandete et al., 2006). Da das durch anaerobe Vergärung organischer Substanzen gebildete Biogas, das größtenteils aus Methan (CH_4) (50–80 Vol.-%) besteht (Teglia et al., 2011), zur Erzeugung von Strom und Wärme genutzt werden kann, kann es einen entscheidenden Beitrag zur Verminderung von Treibhausgasemissionen (v. a. Methan und Stickoxide) leisten (Møller et al., 2009). Mit der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) im Jahre 2004 wurden die Subventionen für die Erzeugung erneuerbarer Energien sichergestellt, was einen erheblichen Anstieg der Zahl der Biogasanlagen in Europa zur Folge hatte (Tani et al., 2006; Demirel et al., 2009). Bei der anaeroben Vergärung entsteht neben dem Biogas ein Gärrest (Tambone et al., 2009), der aufgrund hoher Gehalte an leicht pflanzenverfügbaren Mikronährstoffen (Hong et al., 2010; Walsh et al., 2012), organischem Kohlenstoff (García-Bernet et al., 2011) sowie Ammonium (Alburquerque et al., 2012) als „organisches Düngemittel" auf landwirtschaftliche Flächen appliziert wird. Der mit den Gärresten dem Boden zugeführte Ammonium-Stickstoff wird dabei in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten in einem zweistufigen Oxidationsprozess zu Nitrat umgewandelt und kann Versauerungsprozesse im Boden induzieren (Amellal-Nassr et al., 2008). Da außerdem leicht lösliche monovalente Elektrolyte in den Boden eingetragen werden, die durch Dispergierungsvorgänge Tonpartikel aus der Bodenmatrix herauslösen, muss mit einer Schwächung einer zuvor stabilen Bodenstruktur gerechnet werden (Tejada und

Summary

Since the payment of subventions for the production of renewable energy an increase of biogas plants has been documented in the last years. The production of biogas generates digestates which are used as organic fertilizer. It is assumed that digestates can have negative impacts for soils. Therefore, the aim of the study was to investigate effects of the application of anaerobic maize and sugar beet digestates (equivalent to 30 $m^3\ ha^{-1}$ and 90 $m^3\ ha^{-1}$) on the wettability of a loamy Cambic Luvisol and a sandy Podzol. Analysis was done by exposing samples to a FT-IR spectrometer. The obtained FT-IR spectra were analysed for the existence of certain organic compounds possibly responsible for reduced wettability.The difference in soil organic matter composition in terms of C-H/C=O ratios could be used as an indicator for the potential wetting behavior of the soils. For both soils the application of 30 $m^3\ ha^{-1}$ of both maize and sugar beet digestates decreases the wettability as compared to the untreated soils. However, an application of 90 $m^3\ ha^{-1}$ of digestates decreases only the wettability of the loamy soil while that of the sandy soil samples increases. The loamy Cambisol contains more iron compared to the sandy Podzol which can connect the mineral particles with the organic molecules and reduces therefore its wettability. Overall, the soil texture has been identified to be the decisive factor controlling the impact of digestates.

Key words: Anaerobic digestates, wettability, functional groups, FT-IR- spectroscopy, soil texture.

Zusammenfassung

Mit der Einführung von Subventionen für die Erzeugung erneuerbarer Energie hat sich die Zahl der Biogasanlagen in den letzten Jahren deutlich erhöht. Als Folge der Biogaserzeugung entstehen Gärreste, die als organisches Düngemittel verwendet werden. Die Frage, inwiefern dies negative Auswirkungen auf den Boden hat, wird gegenwärtig kontrovers diskutiert. Daher war es das Ziel der vorliegenden Studie, die Auswirkungen unterschiedlicher Ausbringungsmengen (30 $m^3\ ha^{-1}$ und 90 $m^3\ ha^{-1}$) von anaerob vergorenen Biogasgärresten aus Mais und Zuckerrübe auf die Benetzbarkeit einer Parabraunerde (lehmige Textur) und eines Podsols (sandige Textur) zu untersuchen. Hierzu wurden die funktionellen Gruppen der organischen Substanz im Boden nach Gärrestzufuhr mit Hilfe der FT-IR-Spektroskopie untersucht. Nach der Gärrestzufuhr wurde eine Veränderung der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (C-H/C=O) festgestellt, die sich auf die potentielle Benetzbarkeit der Böden auswirkt. Die Gabe einer Gärrestmenge von 30 $m^3\ ha^{-1}$ verringert in beiden Böden – verglichen mit den jeweiligen unbehandelten Böden – signifikant die Benetzbarkeit mit Wasser. Dies wird bei Gabe einer Gärrestmenge von 90 $m^3\ ha^{-1}$ nur für den lehmigen Boden, nicht jedoch für den sandigen Boden beobachtet. Der höhere Anteil an oxalatlöslichem Eisen im lehmigen Boden verglichen mit dem sandigen kann als Bindeglied zwischen Mineralpartikeln und organischen Molekülen durch Ausbildung einer „Zwiebelschicht" die Benetzung weiter verstärken. Die Effekte der Gärrestapplikation auf die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz (OBS) werden massgeblich durch die Bodentextur beeinflusst.

Schlagworte: Anaerobe Gärreste, Benetzbarkeit, funktionelle Gruppen, FT-IR- Spektroskopie, Bodentextur.

Gonzales, 2007). Allerdings wird mit den Gärresten auch ein beträchtlicher Anteil an organischer Substanz in die Böden eingetragen (Lhadi et al., 2006; Fabrizio et al., 2009). Thuriés et al. (2001) und Tambone et al. (2007) vermuten, dass der Eintrag an organischer Substanz die mikrobielle Aktivität und die damit verbundenen Umsetzungsprozesse im Boden erhöht und damit vor allem auf degradierten und intensiv bewirtschafteten Flächen die Bodenfruchtbarkeit positiv beeinflusst (Thuriés et al., 2001; Tambone et al., 2007). Dahingegen können mit den Gärresten in den Boden eingetragene mikrobiell schwer abbaubare Komponenten wie organische Säuren (z. B. Humin- und Fulvosäuren) und ligninartige Substanzen (Genevini et al., 2002; Pacheco et al., 2003; Réveillé et al., 2003), durch die Umhüllung von Bodenpartikeln deren Benetzbarkeit herabsetzen und so erosive Prozesse insbesondere in Gebieten mit größerer Hangneigung verstärken (Arye et al., 2011). In der Vergangenheit wurde die Wirkung der Applikation von Kompost (Tejada et al., 2006), Klärschlamm (Angin et al., 2012) und städtischen Abfällen (Navas et al., 1998) unter anderem auf die Benetzbarkeit, nicht hingegen diejenige von Gärresten näher untersucht. Dabei zeigte sich, dass diese organischen Substanzen die physikochemischen Eigenschaften des Bodens dahingehend beeinflussen, dass die Benetzungseigenschaften verändert werden (z. B. Hurrass und Schaumann, 2006). Hierbei spielt die Zusammensetzung der OBS und insbesondere das Verhältnis zwischen hydrophoben (C-H) und hydrophilen (Carboxyl- und Hydroxylgruppen) funktionellen Gruppen eine entscheidende Rolle. Je höher der Anteil an hydrophoben C-H Gruppen ist, desto ausgeprägter wird die Wasserinfiltration verzögert (Ellerbrock et al., 1999).

Um einen vollständigeren Überblick über derartige Bodenverbesserungsmittel zu erhalten war es das Ziel dieser Studie (1) die Wirkung der Gärreste aus unterschiedlichen Ausgangssubstraten auf die Benetzungseigenschaften des Bodens in Abhängigkeit von deren Ausbringungsmenge und der Bodentextur zu untersuchen und (2) die Zusammensetzung der mit dem Gärrest zugeführten organischen Substanz als möglichen Indikator für die potentielle Benetzbarkeit durch FT-IR-Spektroskopie zu ermitteln.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiete und Böden

Im Juni 2013 wurde gestörtes Bodenmaterial auf den Versuchsflächen der Universität Kiel aus dem Ap-Horizont (0–10 cm) entnommen: (1) einer Parabraunerde aus Geschiebemergel im östlichen Hügelland (Hohenschulen) (HS) und (2) eines Podsols aus Geschiebe- und Flugsanden in der Geest (Karkendamm) (KD). Das Bodenmaterial vom

Standort Hohenschulen wird als sandiger Lehm (Sl4), das Bodensubstrat vom Standort Karkendamm als sandiger Sand (Ss) klassifiziert (AG Boden, 2005). Beide Böden sind schwach sauer (Tabelle 1), unterscheiden sich jedoch um eine pH-Einheit.

2.2 Gärreste

Die Gärreste stammen aus Mono- und Kofermentationsprozessen aus Batch-Gärversuchen, die im Institut für landwirtschaftliche Verfahrenstechnik der Universität Kiel erzeugt wurden. Für die Gärversuche wurden Inputsubstrate zweier Kulturen in unterschiedlichen Mengenverhältnissen verwendet:
(1) 100 % Mais (M100)
(2) 100 % Zuckerrübe (R100)
(3) 80 % Zuckerrübe und 20 % Mais (R80M20)
(4) 80 % Mais und 20 % Zuckerrübe (M80R20)

Die Gärreste wurden durch die LUFA, Kiel analysiert (Tabelle 2).

Die pH-Werte aller Gärreste liegen im alkalischen Bereich, dabei weisen die Varianten aus Monofermentation pH-Werte auf, die um etwa 0,5 Einheiten über denen der Varianten aus Kofermentationen liegen. Der Gärrest R80M20 weist einen hohen Anteil an Essigsäure auf. Der Ammonium-Stickstoff-Gehalt erreicht im Gärrest aus 100 % Mais (M100) die höchste Konzentration. Die Gärrestvarianten R80M20 und M80R20 beinhalten einen höheren Gehalt an monovalenten Kationen (K, Na) im Vergleich zu den Gärresten aus Monofermentation.

Bis zur Applikation auf die Bodenproben wurden die Gärreste bei 10° C gelagert.

2.3 Versuchsdurchführung

Das Bodensubstrat wurde luftgetrocknet und auf ≤ 2 mm gesiebt. Eine Hälfte der Bodenproben wurde in Anlehnung an die praxisübliche Ausbringungsmenge für Gärreste mit

Tabelle 1: Eigenschaften des Ap-Horizontes (0–10 cm) der untersuchten Standorte Hohenschulen und Karkendamm
Table 1: Properties of the Ap-horizon (0–10 cm) at the investigated experimental sites Hohenschulen and Karkendamm

		Hohenschulen	Karkendamm
pH (0,02 m $CaCl_2$) [-]		6,6	5,6
Elektrische Leitfähigkeit (EC) [µS cm^{-1}]		404	97
Organischer Kohlenstoff [%]		3,1	1,2
Gesamtstickstoff [%]		0,07	0,13
Textur	Ton [%]	16,6	2,6
	Schluff [%]	27,2	5,8
	Sand [%]	56,2	91,6

Tabelle 2: Chemische Eigenschaften der verwendeten Gärreste aus Mono- und Kofermentation
Table 2: Chemical properties of the digestates derived from mono- and cofermentation used in this study

	M100	R100	R80M20	M80R20
EC [µS cm^{-1}]	81	84	91	90
pH [-]	8,25	8,21	7,74	7,75
Essigsäure [g kg^{-1} OS]	<0,050	<0,050	0,083	<0,050
Trockenmasse [% OS]	2,8	2,6	2,5	2,7
NH_4-N [% OS]	0,21	0,15	0,14	0,14
Gesamt-N [% OS]	0,24	0,26	0,17	0,18
P [% OS]	0,23	0,22	0,28	0,29
K [% OS]	0,03	0,03	0,05	0,04
Mg [% OS]	0,02	0,02	0,04	0,04
Ca [% OS]	0,02	0,02	0,02	0,02
Na [mg kg^{-1} OS]	139	138	159	159

einer Gärrestmenge von 30 m³ ha^{-1} (V30) versetzt. Die zweite Hälfte der Proben wurde mit der dreifachen Gärrestmenge von 90 m³ ha^{-1} versetzt (V90), um einen mengenabhängigen Effekt der Gärreste zu untersuchen. Dabei wurde jeweils eine Bodenprobe als Kontrolle (K) statt mit Gärresten mit einer vergleichbaren Menge an destilliertem Wasser versehen. Dazu wurden Boden und Gärreste bzw. Wasser in folgenden Verhältnissen gemischt. Auf 480 g luftgetrockneten Boden wurden 30 ml (entsprechend 30 m³ ha^{-1}) bzw. 117 ml (entsprechend 90 m³ ha^{-1}) des flüssigen Gärrestes gegossen und anschließend manuell mit dem Boden vermischt, dass möglichst alle Bodenpartikel benetzt wurden. Anschließend wurden die V30 und V90 Mischungen geteilt. Ein Teil wurde erneut luftgetrocknet und auf ≤ 2 mm gesiebt. Der andere Teil wurde in dem mit dem Gärrest befeuchteten Zustand belassen und für die Erfassung der Sorptivität in Stechzylindern in sechsfacher Wiederholung auf eine definierte Lagerungsdichte von 1,45 g cm^{-3} verdichtet.

2.4 Laboranalysen

Der Anteil an oxalatlöslichem Eisen wurde nach der NH_4-Oxalat-Methode bestimmt. Hierzu wurden 2 g luftgetrockneter Boden mit 100 ml Ammonium-Oxalatlösung in abgedunkelter Umgebung geschüttelt und anschließend filtriert. Die Bestimmung des Eisens erfolgte im AAS (Atomadsorptionsspektrometer) (SCHLICHTING et al., 1995).

Um die Benetzungseigenschaften des luftgetrockneten Bodenmaterials (≤ 2 mm) bewerten zu können, wurde der Kontaktwinkel (KW) mit der Wilhelmy-Platten-Methode (WPM) nach BACHMANN et al. (2006) in einem Mikrotensiometer (Fa. Krüss, Hamburg, Deutschland) gemessen. Dabei wurde ein mit einer Einkornschicht an Bodenpartikeln besetzter Objektträger in destilliertes Wasser mit definierter Oberflächenspannung eingetaucht und der fort- und rückschreitende Kontaktwinkel in einem Bereich von 0° bis 180° gemessen. Der fortschreitende Kontaktwinkel wird zur Klassifizierung der Benetzung herangezogen und nach folgender Formel berechnet:

$$\cos\Theta = F/(\rho\sigma_{LV})$$

Dabei beschreibt σ_{LV} (mN m^{-1}) die Oberflächenspannung der Flüssigkeit, F (N) die Kraft, die auf den Objektträger wirkt und ρ die benetzte Länge. Kontaktwinkel ≥ 90° charakterisieren hydrophobe Eigenschaften. Eine detaillierte Erläuterung der Methode wird in BACHMANN et al. (2003) gegeben.

Die Benetzungseigenschaften der feuchten Bodenproben werden mit dem Repellency Index (RI) bestimmt (TILLMAN et al., 1989), der sich aus dem Verhältnis der intrinsischen Sorptivität von Wasser (benetzungsgehemmt) zu Ethanol (vollständig benetzend) errechnet und Aussagen über die zeitabhängige Infiltrationsrate von der Flüssigkeit in die Bodenprobe in Abhängigkeit vom Wassergehalt und dem luftgefüllten Porenraum zulässt. Bei einem RI ≥ 1,95 wird der Boden als hydrophob klassifiziert (HALLETT et al., 2001).

Die Zusammensetzung der organischen Substanz im Boden wurde mit Hilfe der FT-IR (Fourier Transform Infrarot) Spektroskopie ermittelt. Dazu wurde ein mg des getrockneten Bodens mit 80 mg Kaliumbromid versetzt, gemischt (KBr Methode nach CAPRIEL et al., 1992) und im Achatmörser fein gemahlen. Der Wassergehalt in den luftgetrockneten Bodenproben wurde im Exsikkator auf Silicagel normiert.

Von jeder Variante wurde ein Spektrum im Wellenzahlbereich zwischen 4000–500 cm^{-1} mit einer Auflösung von 1 cm^{-1} und 16 Wiederholungen (16 Scans) gemessen (ELLERBROCK und KAISER, 2005). Unterschiedliche Adsorptionsbanden bei bestimmten Wellenzahlen sind charakteristisch für bestimmte funktionelle Gruppen in der OBS (STEVENSON, 1994; CELI et al., 1997):

- 3600–3000 cm^{-1}: O-H-Banden (Alkohole, Phenole, Wassermoleküle)
- 2920–2860 cm^{-1}: C-H-Banden der Methyl- und Methylengruppen (CH_3, CH_2, CH)
- 1701–1698 cm^{-1}: C=O-Banden von Carbonsäuren, Estern, Ketonen, Aldehyden sowie Amiden
- 1600–1613 cm^{-1}: Aromatische C=C-Bindungen (ungesättigte Ketone, Amide)
- 1010–60 cm^{-1}: C-O-C-Bindungen von Polysacchariden und Si-O-Si- Bindungen von Silikaten

Die Intensität der Adsorptionsbanden spiegelt den Anteil der jeweiligen funktionellen Gruppen wider (ELLERBROCK et al., 1999; ELLERBROCK und GERKE, 2004). Die Intensität der Adsorptionsbanden der hydrophoben C-H-Gruppen im Verhältnis zu den hydrophilen C=O-Gruppen beschreibt den hydrophoben Charakter der organischen Substanz (MORRISON und BOYD, 1983).

2.5 Statistik

Für die statistische Auswertung der Daten wurde die Statistiksoftware R (Version 2.15.3) verwendet. Die Daten werden aufgrund der Residuenanalyse als normalverteilt angenommen. Mittels einer Varianzanalyse (ANOVA) wurden Mittelwertsvergleiche durchgeführt (Tukey-Test). Um statistisch signifikante Abweichungen der Gärrestvarianten von der unbehandelten Referenz zu ermitteln, wurde ein multipler Kontrasttest (Dunnett-Test) herangezogen.

3 Ergebnisse

3.1 Oxalatlösliches Eisen

Der lehmige Boden vom Standort Hohenschulen (HS) enthält im Vergleich zum sandigen Boden vom Standort Karkendamm (KD) (6 mg kg^{-1}) einen höheren Anteil an oxalatlöslichem Eisen (17 mg kg^{-1}). Eine Applikation der Gärreste in praxisüblicher Menge (30 m^3 ha^{-1}) erhöht den Gehalt an oxalatlöslichem Eisen im lehmigen Substrat auf 19 mg ha^{-1}, lässt ihn jedoch im sandigen Substrat unverändert. Bei einer Applikationsmenge von 90 m^3 ha^{-1} an Gärresten wird der Anteil an oxalatlöslichem Eisen im lehmigen Boden auf 21 mg kg^{-1} und im sandigen Boden auf 8 mg ha^{-1} angehoben.

3.2 Benetzungseigenschaften

Der sandige Boden vom Standort KD weist einen Kontaktwinkel von > 90° und der lehmige Boden vom Standort HS Kontaktwinkel zwischen 80° und 90° auf (Abb. 1). Damit ist der sandige Boden als hydrophob und der lehmige Boden als teilweise benetzungsgehemmt einzustufen (Bachmann et al., 2006).

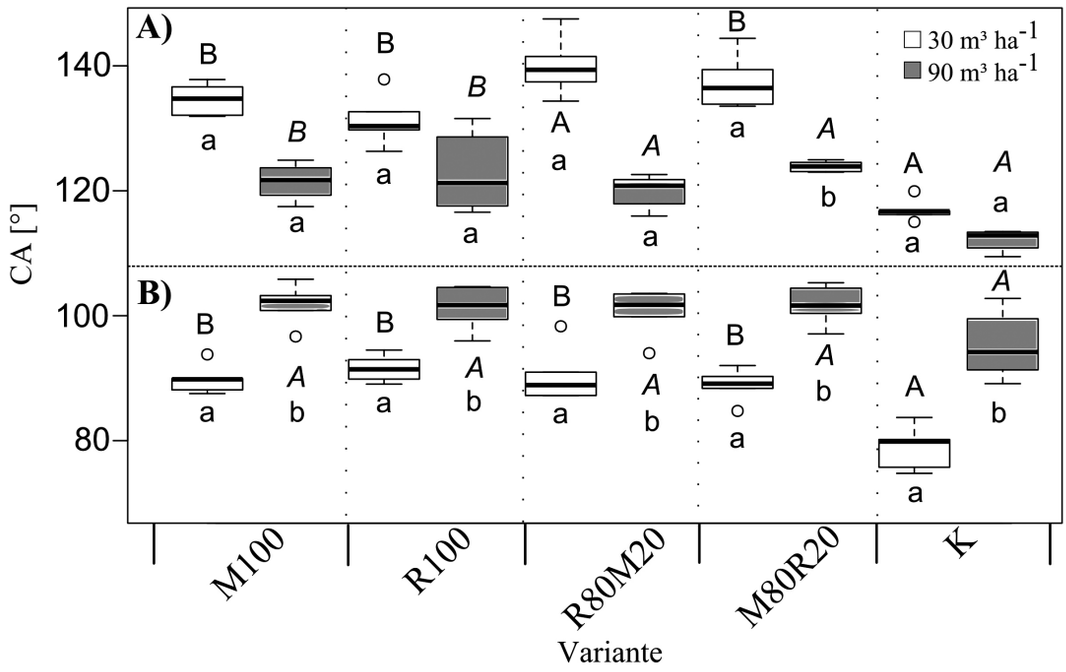

Abbildung 1: Kontaktwinkel [°] (n=6) des Bodens nach Gärrestzufuhr (30 m^3 ha^{-1} bzw. 90 m^3 ha^{-1}) im Vergleich zur Kontrolle für die Standorte A) Karkendamm und B) Hohenschulen. Unterschiedliche Buchstaben (AB) charakterisieren statistische Unterschiede (P<0,05) der Gärrestvarianten im Vergleich zur Kontrolle. Unterschiedliche Buchstaben (ab) unterhalb der Boxen charakterisieren statistische Unterschiede (P<0,05) zwischen den Ausbringungsmengen der Gärreste je Variante. Die Boxen zeigen den Median und die 25/75-%-Perzentile, die Whisker die Ober- und Untergrenze der Messwerte. Die horizontalen Balken in den Boxen kennzeichnen die Mittelwerte.

Figure 1: Contact angle [°] (n=6) of the soils after the addition of (30 m^3 ha^{-1} and 90 m^3 ha^{-1}) of anaerobic digestates to either samples of A) Karkendamm and B) Hohenschulen. Different letters (AB) indicate statistically significant differences (P<0,05) of the amendments in comparison to the control and statistically significant differences between the application rates (ab). Boxes represent values within the 25th to 75th percentile, the whiskers indicate the range and horizontal bars inside the boxes are the median values.

Die Einmischung von 30 m^3 ha^{-1} Gärrest (V30) ergibt für beide Böden einen im Vergleich zur Kontrolle signifikant höheren Kontaktwinkel (P < 0.05). Für den lehmigen Boden zeigen alle Mischungen nach Einarbeitung der dreifachen Gärrestmenge (V90) erhöhte Kontaktwinkelwerte (Abb. 1), während die Mischungen des sandigen Bodens bei V90 einen um etwa 20° verringerten Kontaktwinkel aufweisen (Abb. 1).

Für alle Mischungen aus dem lehmigen Boden mit Gärresten aus V30 und V90 steigt der Repellency Index (RI) im Vergleich zur Kontrolle an. Dabei wird der RI von 1,95 lediglich nach Zugabe der Gärreste M100 in beiden Mengen (V30 und V90) sowie R100 in V90 überschritten. Im Vergleich des RI zwischen beiden Gärrestmengen werden große Unterschiede bei den Varianten aus Monofermentation deutlich. Die Mischungen aus lehmigem Boden mit den Gärresten aus Kofermentation V30 und V90 unterscheiden sich dagegen nur geringfügig im RI (Abb. 2). Nach Applikation der praxisüblichen Gärrestmenge (V30) wird die Benetzbarkeit des lehmigen Bodensubstrates einzig durch den Gärrest M100 herabgesetzt.

Der RI im sandigen Boden wird durch die Gärreste im Vergleich zur Kontrolle nur teilweise erhöht (Abb. 3). Nach Applikation beider Gärrestmengen (V30 und V90) wird der RI von 1,95 in den Mischungen mit den Gärresten M100 sowie R80M20 überschritten. Der RI der Mischung R100 zeigt nur bei praxisüblicher Gärrestmenge (V30) eine Erhöhung und liegt damit oberhalb der untersuchten Varianten. Mit steigender Gärrestmenge sinkt der RI in allen Varianten, bei den Mischungen R100 sowie R80M20 sogar in den hydrophilen Bereich.

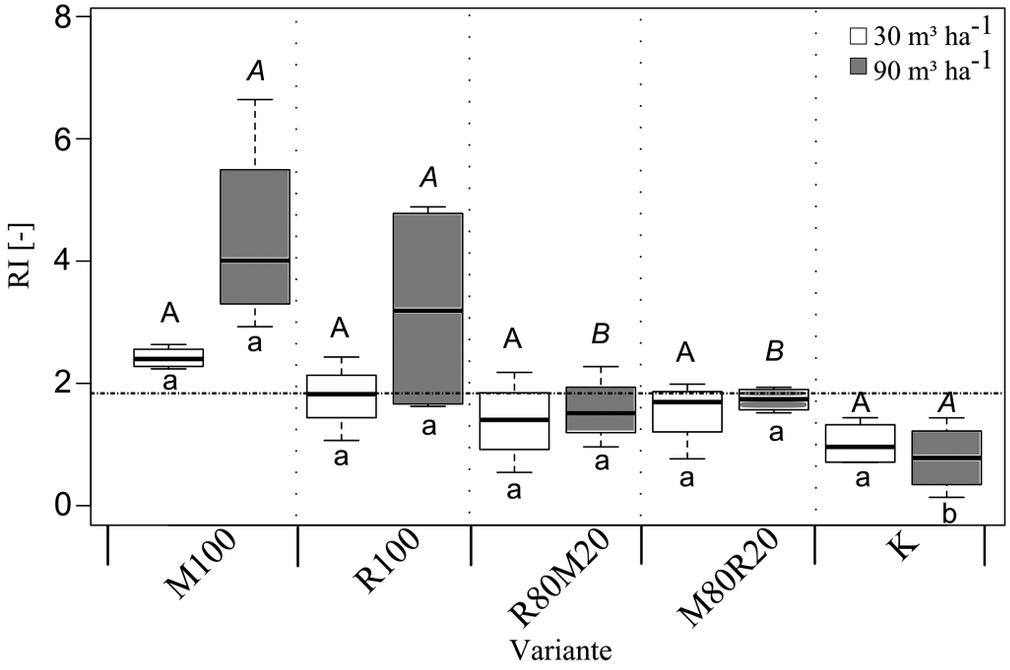

Abbildung 2: Repellency Index (RI) [-] (n=6) des Bodens vom Standort Hohenschulen nach Gärrestzufuhr (30 m^3 ha^{-1} bzw. 90 m^3 ha^{-1}) im Vergleich zur Kontrolle. Unterschiedliche Buchstaben (AB) charakterisieren statistische Unterschiede (P<0,05) der Gärrestvarianten im Vergleich zur Kontrolle. Unterschiedliche Buchstaben (ab) unterhalb der Boxen charakterisieren statistische Unterschiede (P<0,05) zwischen den Ausbringungsmengen der Gärreste je Variante. Die Boxen zeigen den Median und die 25/75-%-Perzentile, die Whisker die Ober- und Untergrenze der Messwerte. Die horizontalen Balken in den Boxen kennzeichnen die Mittelwerte.

Figure 2: Repellency Index (RI) [-] (n=6) of the soil material from Hohenschulen after the addition of (30 m^3 ha^{-1} and 90 m^3 ha^{-1}) of anaerobic digestates. Different letters (AB) indicate statistically significant differences (P<0,05) of the amendments in comparison to the control and statistically significant differences between the application rates (ab). Boxes represent values within the 25th to 75th percentile, the whiskers indicate the range and horizontal bars inside the boxes are the median values.

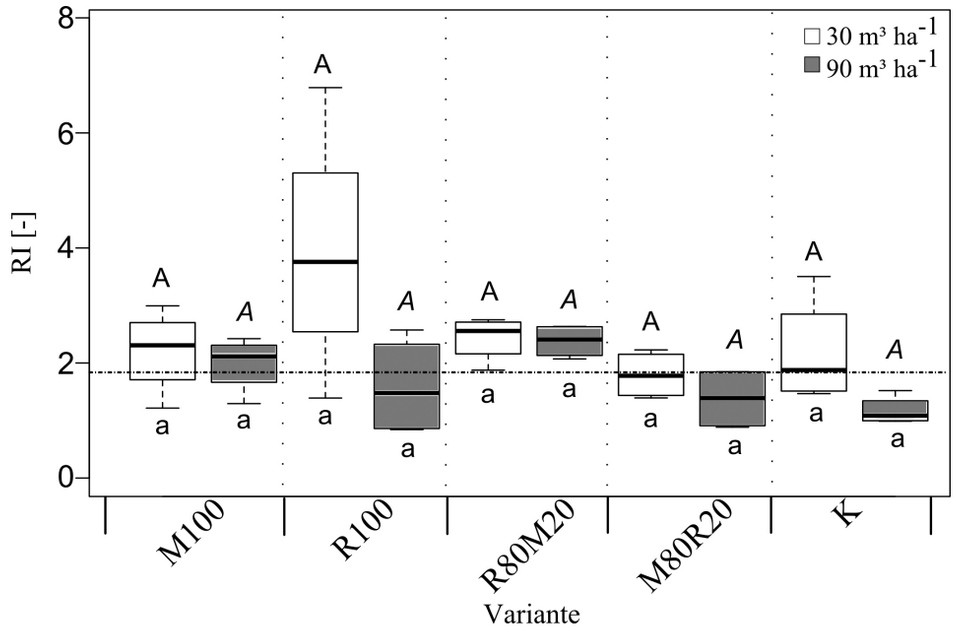

Abbildung 3: Repellency Index (RI) [-] (n=6) des Bodens vom Standort Karkendamm nach Gärrestzufuhr (30 m³ ha^{-1} bzw. 90 m³ ha^{-1}) im Vergleich zur Kontrolle. Unterschiedliche Buchstaben (AB) charakterisieren statistische Unterschiede (P<0,05) der Gärrestvarianten im Vergleich zur Kontrolle. Unterschiedliche Buchstaben (ab) unterhalb der Boxen charakterisieren statistische Unterschiede (P<0,05) zwischen den Ausbringungsmengen der Gärreste je Variante. Die Boxen zeigen den Median und die 25/75-%-Perzentile, die Whisker die Ober- und Untergrenze der Messwerte. Die horizontalen Balken in den Boxen kennzeichnen die Mittelwerte.

Figure 3: Repellency Index (RI) [-] (n=6) of the soil material from Karkendamm after the addition of (30 m³ ha^{-1} and 90 m³ ha^{-1}) of anaerobic digestates. Different letters (AB) indicate statistically significant differences (P<0,05) of the amendments in comparison to the control and statistically significant differences between the application rates (ab). Boxes represent values within the 25th to 75th percentile, the whiskers indicate the range and horizontal bars inside the boxes are the median values.

3.3 Funktionelle Gruppen der Gärreste

Die FT-IR-Spektren der Proben ähneln sich sehr stark. So sind in allen Spektren Adsorptionsbanden im Bereich von 2920 und 2860 cm^{-1} und von 1740–1698 cm^{-1} zu finden. Allerdings unterscheiden sich die Spektren in der Intensität der Adsorptionsbanden.

Ein Vergleich der FT-IR Spektren der Gärrestmischungen mit dem lehmigen Boden zeigt Unterschiede in der Adsorptionsintensität der C-H- (Wellenzahlbereich zwischen 2920 cm^{-1} bis 2860 cm^{-1}) und der C=O-Banden (Wellenzahlbereich 1740 bis 1698 cm^{-1}) (Abb. 4). Die Intensität der C-H- und C=O-Banden steigen mit der Gärrestmenge (V30–V90).

Beide Applikationsmenge (V30 und V90) führen verglichen mit dem Ausgangsboden zu einem weiteren C-H/C=O-Verhältnis in den FT-IR-Spektren (Tab. 3).

Der Vergleich der FT-IR-Spektren der Gärrestmischungen mit dem sandigen Ausgangsboden zeigt ein steigendes C-H/C=O-Verhältnis nach der Applikation beider Gärrestmengen (V30 und V90) (Abb. 5).

Die höhere applizierte Gärrestmege (V90) führt zu einem weiteren C-H/C=O-Verhältnis gegenüber der praxisüblichen (V30) Applikationsmenge (Tab. 4).

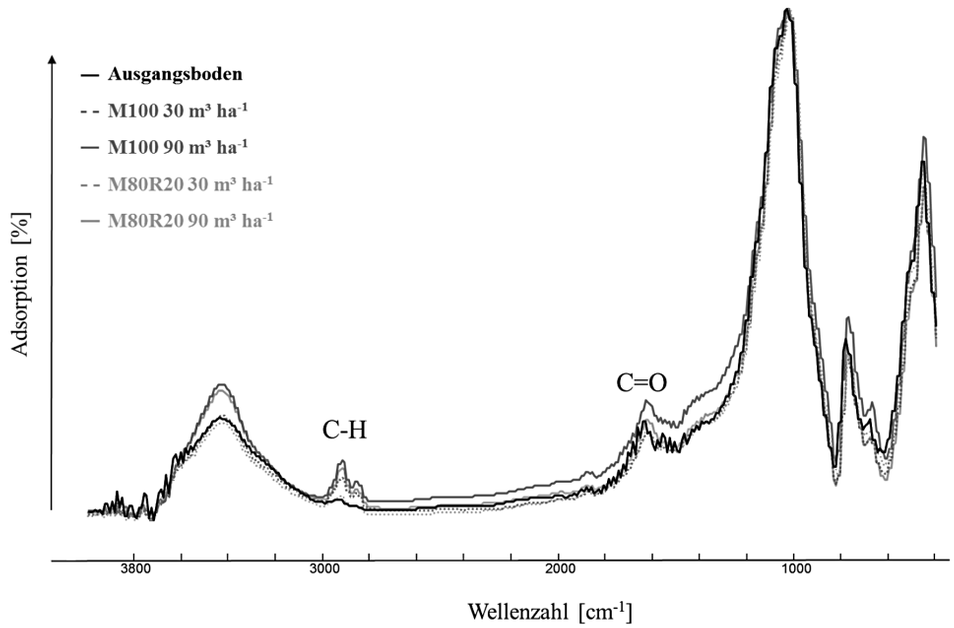

Abbildung 4: FT-IR Spektren des lehmigen Bodensubstrats vom Standort Hohenschulen für die Varianten M100, 80M20R und der Kontrolle mit den Ausbringungsmengen 30 m³ ha^{-1} und 90 m³ ha^{-1}

Figure 4: FT-IR spectra of the digestate amendments M100 abd 80M20R in comparison to the control (30 m³ ha^{-1} and 90 m³ ha^{-1}) from the loamy soil material from Hohenschulen

Tabelle 3: Adsorptionsintensitäten im Bereich der C-H-Gruppen und C=O-Gruppen sowie das Verhältnis der C-H zu C=O-Gruppen für den Standort Hohenschulen

Table 3: Adsorption intensities of C-H and C=O band as well as the ratio C-H/C=O at Hohenschulen

Variante	C-H-Gruppen	C=O-Gruppen	C-H/C=O
Ausgangsboden	0,007	0,106	0,063
M100 30 m³ ha^{-1}	0,040	0,082	0,488
M100 90 m³ ha^{-1}	0,071	0,139	0,511
M80R20 30 m³ ha^{-1}	0,045	0,215	0,209
M80R20 90 m³ ha^{-1}	0,064	0,118	0,542

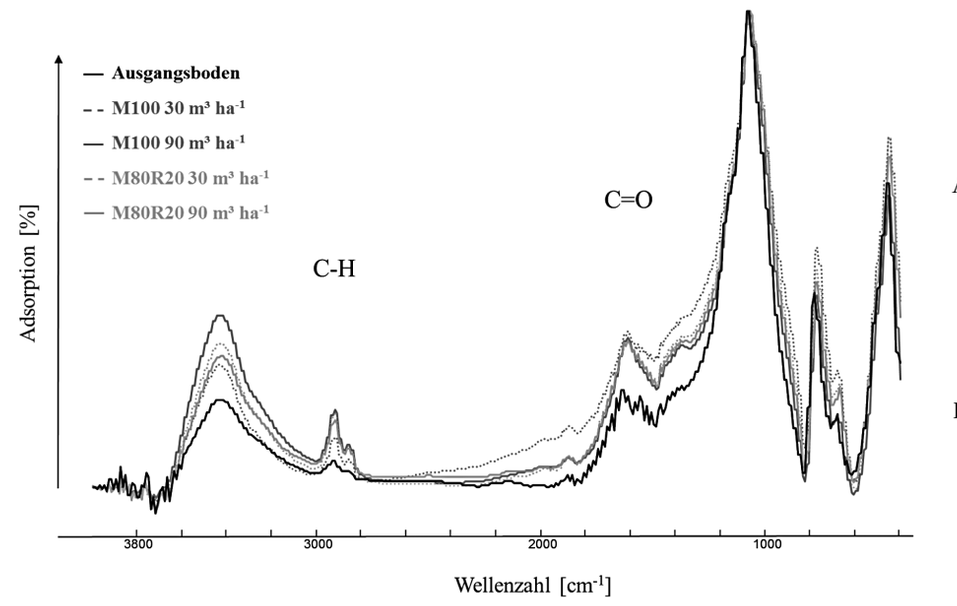

Abbildung 5: FT-IR Spektren des sandigen Bodensubstrats vom Standort Karkendamm für die Varianten M100, M80R20 und der Kontrolle mit den Ausbringungsmengen 30 m³ ha^{-1} und 90 m³ ha^{-1}

Figure 5: FT-IR spectra of the digestate amendments M100 and M80R20 in comparison to the control (30 m³ ha^{-1} and 90 m³ ha^{-1}) from the sandy soil material from Karkendamm

Tabelle 4: Adsorptionsintensitäten im Bereich der C-H-Gruppen und C=O-Gruppen sowie das Verhältnis der C-H zu C=O-Gruppen für den Standort Karkendamm
Table 4: Adsorption intensities of C-H and C=O band as well as the ratio C-H/C=O at Karkendamm

Variante	C-H-Gruppen	C=O-Gruppen	C-H/C=O
Ausgangsboden	0,011	0,079	0,145
M100 30 m³ ha^{-1}	0,0460	0,157	0,293
M100 90 m³ ha^{-1}	0,0890	0,196	0,454
M80R20 30 m³ ha^{-1}	0,0560	0,141	0,397
M80R20 90 m³ ha^{-1}	0,0890	0,162	0,549

4 Diskussion

Über die Veränderung der Benetzungseigenschaften von Böden mit unterschiedlicher Textur (Braun et al., 2010) und nach der Zugabe von Klärschlämmen (Täumer et al., 2005; Wallach et al., 2005) wurde bereits in einigen Studien berichtet. Die Benetzbarkeit wird dabei von den texturspezifischen Eigenschaften, der Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz im Boden und den Gärresten, der Präsenz von Kationen (z. B. Eisen), dem Austrocknungsgrad und den Wechselwirkungen dieser Faktoren bestimmt. Hauptsächliche Parameter für die Ausbildung der Benetzungshemmung stellen dabei die Bodentextur und die im Boden bereits vorhandenen sowie zusätzlich eingetragenen organischen Fraktionen dar (Buczko und Bens, 2006; Czachor et al., 2006).

Gärreste enthalten große Mengen an amphiphilen Komponenten (Abu-Zreig et al., 2003; Beatty und Smith, 2010) wie aliphatische Kohlenwasserstoffe sowie langkettige Fettsäuren (Horne und McIntosh, 2000) die nach der Infiltration die Porenräume des Bodens ausfüllen und Bodenpartikel ummanteln können (Doerr et al., 2000). Die amphiphilen Moleküle sind durch eine polare, hydrophile Gruppe sowie eine unpolare, hydrophobe Gruppe charakterisiert (Lichner et al., 2006). In Abhängigkeit vom Feuchtestatus des Bodens verändert sich die Ausrichtung dieser Moleküle im Porenraum (Graber et al., 2009). Erreicht der Wassergehalt nach Austrocknung einen kritischen Wert, richten sich die polaren Gruppen verstärkt zur Mineraloberfläche hin aus, wodurch sich die unpolaren Enden verstärkt zum Porenraum hin ausrichten (Müller und Deurer, 2011). Die veränderte räumliche Ausrichtung der OBS Bausteine führt so bei Austrocknung zu einer verminderten Benetzbarkeit des Bodens (Bayer und Schaumann, 2007; Jarvis et al., 2008). Dieser Mechanismus spiegelt sich auch in den hohen Kontaktwinkeln der luftgetrockneten Mischungen (V30 und V90) aus dem lehmigen Boden mit den Gärresten wider. Die durch die Einmischung der Gärreste induzierte Benetzungshemmung wird vermutlich durch den RI nur abgeschwächt wiedergegeben, da sich aufgrund der fehlenden Austrocknung (der RI wurde an auf -6 kPa drainierten Proben ermittelt) die Umorientierung der unpolaren Gruppen bei dieser Analyse weniger intensiv ausprägen kann. Diehl und Schaumann (2007) hypothetisieren, dass die Ausbildung der Benetzungshemmung neben der Ausrichtung der organischen Verbindungen vor allem von der strukturellen Zusammensetzung der Organik abhängt (Jordán et al., 2013), was in dem Verlauf der Spektren ersichtlich wird. Die hydrophobisierende Wirkung der amphiphilen Substanzen in der Organik der Gärreste ist von dem Verhältnis von unpolaren hydrophoben (C-H) zu polaren hydrophilen (C=O) funktionellen Gruppen abhängig (Grelewicz und Plichta, 1985). Capriel et al. (1997) vermuten einen Zusammenhang zwischen der Hydrophobie und dem Gehalt an aliphatischen C-H-Gruppen in der organischen Substanz. Capriel et al. (1995) untersuchten den Anteil an hydrophoben C-H-Gruppen in der Organik mittels Diffuse Reflectance Infrared Transform Spectroscopy (DRIFT) und fanden eine lineare Beziehung zwischen der Menge an aliphatischen Komponenten in der Bodenlösung und der Ausprägung des Alkyl-C-H-Peaks in Methyl-, Methylen- und Methingruppen in einem Wellenzahlbereich zwischen 3000–2800 cm^{-1}. Unter Anwendung der Infrarotspektroskopie (FT-IR) untersuchten Ellerbrock et al. (2005) die Menge an hydrophoben und hydrophilen Gruppen in der organischen Substanz im Verhältnis zur Hydrophobie des Bodens und schlussfolgerten, dass ein weniger enges Verhältnis von hydrophoben C-H-Banden zu hydrophilen C=O-Banden zu einer ausgeprägteren Benetzungshemmung führt. Dies ist in Übereinstimmung mit dem höheren Anteil an hydrophob wirksamen C-H-Gruppen in beiden Bodenarten nach der Gärrestzufuhr, der das Verhältnis zu den hydrophilen C=O-Gruppen vergrößert und die Benetzungshemmung des Bodens im Vergleich zum unbehandelten Boden weiter verstärkt. Außerdem konnte mit höherer applizierter Gärrestmenge ein vermehr-

ter Eintrag an C-H-Gruppen ermittelt werden, was sich in steigenden Werten für Kontaktwinkel und Repellency Index in den Mischungen mit lehmigem Boden widerspiegelt. Der Gärrest aus Mais in Monofermentation induziert die höchste Benetzungshemmung des Bodens im Vergleich zur Kovariante M80R20 und weist ebenso ein deutlich höheres Verhältnis von C-H/C=O-Gruppen auf, sodass aufgrund unserer Untersuchungen die Zusammensetzung der funktionellen Gruppen als ein ausschlaggebender Faktor für die Veränderung der Benetzbarkeit angesehen werden kann. Für ihre qualitative und quantitative Wirkung dieser funktionellen Gruppen sind neben der Organik selber auch die Bindungsmöglichkeiten auf der Oberfläche der Bodenpartikel von Bedeutung, die durch texturspezifische Gegebenheiten determiniert werden. Durch den hohen Tonanteil weist der lehmige Boden eine bis zu dreifach höhere spezifische Oberfläche und folglich einen höheren Anteil an reaktiven Bindungsstellen auf im Vergleich zu den Mineralpartikeln im sandigen Boden (Six et al., 2002). Die relativ gesehen geringere spezifische Oberfläche der Sandpartikel führt zu einer schnelleren Sättigung der Bindungsstellen mit organischen Komponenten (Woche et al., 2005; McHale et al., 2005; Arcenegui et al., 2008; Matějková und Šimon, 2012; Mirbabaei et al., 2013; Badía et al., 2013), während die hohe spezifische Oberfläche der Tonpartikel im lehmigen Boden bei gleicher Menge an organischer Substanz nicht vollständig besetzt werden kann. Aufgrund der geringeren spezifischen Oberfläche ist so eine vollständige Hydrophobisierung der Sandpartikel möglich. Das zeigt sich in dem höheren Anteil an C-H-Banden im sandigen verglichen mit dem lehmigen Boden. Außerdem spiegelt es sich in den deutlich höheren KW-Werten sowie Repellency Index nach Einmischung der Gärreste in den sandigen Boden wider. Capriel et al. (1995) erkannten, dass der Sandanteil der untersuchten Ackerböden positiv mit aliphatischen Molekülen und negativ mit Kohlenhydraten und Proteinen korreliert. Sie schlussfolgerten, dass sandige Böden einen höheren Anteil an Alkyl-C enthalten und ihre organische Substanz folglich einen hydrophoberen Charakter als Böden mit höherem Tongehalt aufweisen. Für die in dieser Arbeit untersuchten Böden kann diese natürliche Differenzierung a priori noch durch den Eintrag und die Anlagerung von organischen Molekülen in Folge von GR-Zufuhr verstärkt werden und somit die deutlichen Unterschiede zwischen den verschiedenen Texturen erklären.

Durch die höhere spezifische Oberfläche im lehmigen Boden können zudem nicht nur mehr organische Moleküle, sondern auch Ionen an den Soptionsstellen gebunden werden. Der höhere Gehalt an oxalatlöslichem Eisen im lehmigen verglichen mit dem sandigen Boden ist somit eine Folge der höheren spezifischen Oberfläche der Tonpartikel. Über den höheren Anteil an mehrwertigen Eisenionen kann außerdem eine größere Menge an organischen Komponenten an die Mineraloberfläche gebunden werden, was die Benetzbarkeit der Bodenpartikel entscheidend beeinflusst: Während die Benetzungshemmung im lehmigen Bodensubstrat nach Zufuhr der höheren Gärrestmenge intensiviert wird, wird die Benetzbarkeit des sandigen Bodenmaterials vom Standort Karkendamm nach zusätzlichem Eintrag der Organik verbessert. Folgende Ursachen können diesem Phänomen zugrunde liegen: Ellerbrock et al. (2005) erläuterten den Zusammenhang zwischen der Benetzbarkeit und der eingebrachten Menge an organischer Substanz mit einem „OM (organic matter)-molecular-layer-model“. Die quantitative Wirkung der organischen Substanz ist von dem Verhältnis des Anteils an organischen Molekülen zur Mineraloberfläche abhängig. Moleküle der organischen Substanz weisen eine negative Ladung auf, werden unter Anwesenheit von polyvalenten Kationen von der ebenso negativ geladenen Mineraloberfläche sorbiert und bilden eine stabile innere Schicht, die Kontaktzone (onion-layer hypothesis) (Sollins et al., 2006). Dabei kann das beschriebene Einschichtenmodell an organischen Molekülen als eine schematische Untereinheit der nach Kleber et al. (2009) definierten „onion shell“ verstanden werden. Wird dem Boden ein geringer Anteil an organischen Gruppen zugeführt, können alle hydrophilen Gruppen der amphiphilen Moleküle an den Bindungsstellen der Mineralpartikel gebunden werden. Die hydrophoben Gruppen sind abgewandt von der Partikeloberfläche lokalisiert und bilden eine hydrophob wirkende Monoschicht aus (hydrophobe Zone, siehe Abb. 6).

Wird der Anteil an organischen Molekülen im Boden erhöht, interagiert die an der Mineralphase gebundene Molekülschicht mit dem Überschuss an organischen Partikeln (Bachmann et al., 2008). Die Moleküle der angelagerten Schicht verändern ihre Ausrichtung; sie richten sich senkrecht zur Partikeloberfläche aus und bilden eine dichte, geschlossene Struktur. Die Folge ist, dass neben den hydrophoben Gruppen ebenso hydrophile Gruppen in den Porenraum orientiert sind und dem Boden eine hydrophile Struktur verleihen (hydrophile Zone) (Knicker et al., 2011). Die Anlagerung weiterer Schichten an organischer Substanz an die zweite gebildete Molekülschicht ist nun von der Anwesenheit polyvalenter Kationen abhängig. Aufgrund des geringen Eisengehaltes des hier betrachteten sandigen Bodens

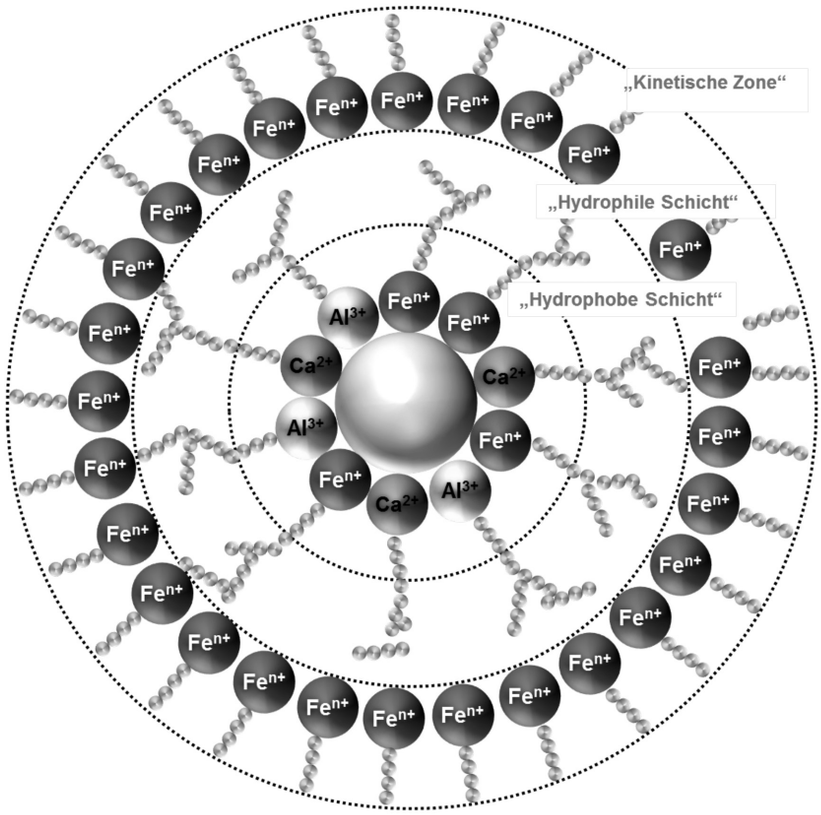

Abbildung 6: Schematische Darstellung der Zonierung der „Onion Layer“ als Folge der Gärrestzufuhr im Boden

Figure 6: Development of different zonal structure of the “Onion Layer” as a consequence of digestate amendment in the soil

ist nach Ausprägung der hydrophilen Zone keine Anlagerung weiterer organischer Moleküle über die Eisenionen mehr möglich; daher bleibt der hydrophile Charakter des Bodens erhalten. Im lehmigen Substrat werden jedoch über das Eisen als „Vermittler“ weitere organische Schichten angelagert (kinetische Zone), die wiederum hydrophobe Eigenschaften aufweisen können (Abb. 6). Das zeigt sich in der Intensivierung der Benetzungshemmung nach Ausbringung von 90 m^3 ha^{-1} an Gärresten (KW und RI).

5 Schlussfolgerung

Ziel dieser Arbeit war es, die Auswirkung der Gärrestapplikation auf Böden zu untersuchen, um Hinweise auf die Empfindlichkeit verschiedener Bodentexturen gegenüber der Gärrestdüngung zu erhalten. Bei praxisüblicher Ausbringungsmenge führen Gärreste im Boden aufgrund des zusätzlichen Eintrags von hydrophob wirkenden organischen Verbindungen zur Hydrophobisierung. Dies kann, insbesondere auf intensiv bewirtschafteten und geneigten Flächen zu einer Reduzierung der Wasserinfiltration und folglich zu Erosionen führen. Durch Erosionsprozesse wird die Verfügbarkeit von Humus und Pflanzennährstoffen vermindert und die Bodenfruchtbarkeit mittelfristig herabgesetzt. Obwohl die Reaktion des sandigen Bodens auf eine höhere Gärrestmenge zu einer leicht erhöhten Benetzbarkeit führt, können keine positiven Rückschlüsse für die Bodeneigenschaften abgeleitet werden. Daher ist zu einer ökologischen Bewertung eine weitere Betrachtung der im Freiland vorhanden Bodenstruktur notwendig, um die Mobilität der Gärreste im Boden und daraus resultierende mögliche Gefahren für das Grundwasser beurteilen zu können.

Danksagung

Die Autoren danken der FNR (Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe) für die finanzielle Unterstützung, Prof. Dr. E. Hartung und Dr. S. Ohl, Institut für Landwirtschaftliche Verfahrenstechnik, Universität Kiel, für die Bereit-

stellung der Gärreste und Ines Schütt sowie Doris Rexilius, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, für die Unterstützung im Labor.

Literatur

Abu-Zreig, M., R.P. Rudra und W.T. Dickinson (2003): Effect of application of surfactants on hydraulic properties of soils. Bioresour. Technol. 84, 363–372.

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5th edn., Schweizerbarth, Stuttgart.

Alburquerque, J.A., de la Fuente und M.P. Bernal (2012): Chemical properties of anaerobic digestates affecting C and N dynamics in amended soils. Agric. Ecosyst. Environ. 160, 15–22.

Amellal-Nassr, N., D. Patureau, L. Metzger und C. Mougin (2008): Positive and negative impacts of composting and/or anaerobic digestion of sewage sludge on soil, plant and water. Proceedings of the international congress CODIS 2008.

Angin, I., R. Aslantas, M. Kose, H. Karakurt und G. Ozkan (2012): Changes in chemical properties of soil and sour cherry as a result of sewage sludge application. Hort.Sci. (Prague) 39, 61–66.

Arcenegui, V., J. Mataix-Solera, C. Guerrero, R. Zornoza, J. Mataix-Beneyto und F. García-Orenes (2008): Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. CATENA 74, 219–226.

Arye, G., J. Tarchitzky und Y. Chen (2011): Treated wastewater effects on water repellency and soil hydraulic properties of soil aquifer treatment infiltration basins. J. Hydrol. 397, 136–145.

Bachmann, J., S.K. Woche, M.-O. Goebel, M.B. Kirkham und R. Horton (2003): Extended methodology for determining wetting properties of porous media. Water Resour. Res. 39, 1353–1359.

Bachmann, J., G. Arye, M. Deurer, S.K. Woche, R. Horton, K.-H. Hartge und Y. Chen (2006): Universality of a surface tension-contact-angle relation for hydrophobic soils of different texture. J. Plant Nutr. Soil Sci. 169, 745–753.

Bachmann, J., G. Guggenberger, T. Baumgartl, R.H. Ellerbrock, E. Urbanek, M. Goebel, K. Kaiser, R. Horn und W. Fischer (2008): Physical carbon-sequestration mechanisms under special consideration of soil wettability. J. Plant Nutr. Soil Sci. 171, 14–26.

Badía, D., J.A. Aguirre, C. Martí und M.A. Márquez (2013): Sieving effect on the intensity and persistence of water repellency at different soil depths and soil types from NE-Spain. CATENA 108, 44–49.

Bayer, J.V. und G. Schaumann (2007): Development of soil water repellency in the course of isothermal drying and upon pH changes in two urban soils. Hydrol. Process. 21, 2266–2275.

Beatty, S.M. und J.E. Smith (2010): Fractional wettability and contact angle dynamics in burned water repellent soils. J. Hydrol. 391, 97–108.

Buczko, U. und O. Bens (2006): Assessing Soil Hydrophobicity and Its Variability through the Soil Profile Using Two Different Methods. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 718–727.

Capriel, P. (1997): Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. Eur. J. Soil Sci. 48, 457–462.

Capriel, P., P. Härter und D. Stephenson (1992): Influence of management on the organic matter of a mineral soil. Soil Sci. 153, 122–128.

Capriel, P., T. Beck, H. Borchert, J. Gronholz und G. Zachmann (1995): Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. Soil Biol. Biochem. 27, 1453–1458.

Celi, L., M. Schnitzer und M. Négre (1997): Analysis of carboxyl groups in soil humic acids by a wet chemical method, Fourier-transform infrared spectrophotometry, and solution-state carbon-13 nuclear magnetic resonance. A comparative study. Soil Sci. 162, 189–197.

Czachor, H. (2006): Modelling the effect of pore structure and wetting angles on capillary rise in soils having different wettabilities. J. Hydrol. 328, 604–613.

Demirel, B., S. Ergun, L. Neumann und P. Scherer (2009): Performance and behaviour of the microbial community of an anaerobic biogas digester using sugar beet silage as mono-substrate. Biosyst. Eng. 102, 444–452.

Diehl, D. und G. Schaumann (2007): The nature of wetting on urban soil samples: wetting kinetics and evaporation assessed from sessile drop shape. Hydrol. Process. 21, 2255–2265.

Doerr, S.H., R.A. Shakesby und R.P.D. Walsh (2000): Soil water repellency: its causes, characteristics and hydrogeomorphological significance. Earth-Sci. Rev. 51, 33–65.

Ellerbrock, R.H. und H.H. Gerke (2004): Characterizing organic matter of soil aggregate coatings and biopores by Fourier transform infrared spectroscopy. Eur. J. Soil Sci. 55, 219–228.

Ellerbrock, R.H., H.H. Gerke, J. Bachmann und M.-O. Goebel (2005): Composition of Organic Matter Fractions for Explaining Wettability of Three Forest Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 69, 57–66.

Ellerbrock, R.H. und M. Kaiser (2005): Stability and composition of different soluble soil organic matter fractions – evidence from δ13C and FTIR signatures. Geoderma 128, 28–37.

Ellerbrock, R.H., A. Höhn und H.H. Gerke (1999): Characterization of soil organic matter from a sandy soil in relation to management practice using FT-IR spectroscopy. Plant Soil 213, 55–61.

Fabrizio, A., F. Tambone und P. Genevini (2009): Effect of compost application rate on carbon degradation and retention in soils. Waste Manage. 29, 174–179.

García-Bernet, D., D. Loisel, G. Guizard, P. Buffière, J.P. Steyer und R. Escudié (2011): Rapid measurement of the yield stress of anaerobically-digested solid waste using slump tests. Waste Manage. 31, 631–635.

Genevini, P., F. Adani, A. Veeken, K. Nierop, B. Scaglia und C. Dijkema (2002): Qualitative modifications of humic acid-like and core-humic acid-like during high-rate composting of pig faeces amended with wheat straw. Soil Sci. Plant Nutr. 48, 143–150.

Graber, E.R., S. Tagger und R. Wallach (2009): Role of divalent fatty acid salts in soil water repellency. Soil Sci. Soc. Am. J. 73, 541.

Grelewicz, A. und W. Plichta (1985): The effect of the physical state of the surface of organic soil material on its wettability. Forest Ecol. Manag. 11, 245–256.

Hallett, P.D., T. Baumgartl und I.M. Young (2001): Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management practices. Soil Sci. Soc. Am. J. 65, 184–190.

Hong, S.G., J.D. Shin, S.I. Kwon, S.Y. Oh, Y.A. Jang, W.K. Park, D.B. Lee und J.G. Kim (2010): Effects of Co-Digestate application on the soil properties, leachate and growth responses of paddy rice. Journal of KORRA 18, 31–37.

Horne, D.J. und J.C. McIntosh (2000): Hydrophobic compounds in sands in New Zealand—extraction, characterisation and proposed mechanisms for repellency expression. J. Hydrol. 231–232, 35–46.

Jarvis, N., A. Etana und F. Stagnitti (2008): Water repellency, near-saturated infiltration and preferential solute transport in a macroporous clay soil. Geoderma 143, 223–230.

Jordán, A., L.M. Zavala, J. Mataix-Solera und S. Doerr (2013): Soil water repellency: Origin, assessment and geomorphological consequences. CATENA 108, 1–5.

Kleber, M., P. Sollins und R. Sutton (2007): A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. Biogeochemistry 85, 9–24.

Klocke, M., P. Mähnert, K. Mundt, K. Souidi und B. Linke (2007): Microbial community analysis of a biogas-producing completely stirred tank reactor fed continuously with fodder beet silage as mono-substrate. Syst. Appl. Microbiol. 30, 139–151.

Knicker, H. (2011): Soil organic N – An under-rated player for C sequestration in soils? Soil Biol. Biochem. 43, 1118–1129.

Lhadi, E.K., H. Tazi, M. Aylaj, P.L. Genevini und F. Adani (2006): Organic matter evolution during co-composting of the organic fraction of municipal waste and poultry manure. Bioresour. Technol. 97, 2117–2123.

Lichner, L., P. Dlapa, S. Doerr und J. Mataix-Solera (2006): Evaluation of different clay minerals as additives for soil water repellency alleviation. Appl. Clay Sci. 31, 238–248.

Matějková, Š. und T. Šimon (2012): Application of FTIR spectroscopy for evaluation of hydrophobic/hydrophilic organic components in arable soil. Plant Soil Environ. 58, 192–195.

McHale, G., M.I. Newton und N.J. Shirtcliffe (2005): Water repellent soil and its relationship to granularity, surface roughness and hydrophobicity: a materials science view. Eur. J. Soil Sci. 56, 445–452.

Mirbabaei, S., M. Shahrestani, A. Zolfaghari und K. Abkenar (2013): Relationship between soil water repellency and some of soil properties in northern Iran. CATENA 108, 26–34.

Møller, J., A. Boldrin und T.H. Christensen (2009): Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. Waste Manag. Res. 27, 813–824.

Mshandete, A., L. Björnsson, A.K. Kivaisi, M.S.T. Rubindamayugi und B. Mattiasson (2006): Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. Renew. Energy 31, 2385–2392.

Müller, K. und M. Deurer (2011): Review of the remediation strategies for soil water repellency. Agric. Ecosyst. Environ. 144, 208–221.

Navas, A., F. Bermúdez und J. Machín (1998): Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. Geoderma 87, 123–135.

Odlare, M., V. Arthurson, M. Pell, K. Svensson, E. Nehrenheim und J. Abubaker (2011): Land application of organic waste – Effects on the soil ecosystem. Appl. Energy 88, 2210–2218.

Pacheco, M.L., E.M. Peña-Méndez und J. Havel (2003): Supramolecular interactions of humic acids with organic and inorganic xenobiotics studied by capillary electrophoresis. Chemosphere 51, 95–108.

Réveillé, V., L. Mansuy, É. Jardé und É. Garnier-Sillam (2003): Characterisation of sewage sludge-derived organic matter: lipids and humic acids. Org. Geochem. 34, 615–627.

Schlichting, E., H.-P. Blume, K. Stahr und P. Leinweber (1966): Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg.

Six, J., R.T. Conant, E.A. Paul und K. Paustian (2002): Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant Soil 241, 155–176.

Sollins, P., C. Swanston, M. Kleber, T. Filley, M. Kramer, S. Crow, B. Caldwell, K. Lajtha und R. Bowden (2006): Organic C and N stabilization in a forest soil: Evidence from sequential density fractionation. Soil Biol. Biochem. 38, 3313–3324.

Stevenson, F.J. (1994): Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons.

Tambone, F., P. Genevini und F. Adani (2007): The effects of short-term compost application on soil chemical properties and on nutritional status of maize plant. Compost Sci. Util. 15, 176–183.

Tambone, F., P. Genevini, G. D'Imporzano und F. Adani (2009): Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. Bioresour. Technol. 100, 3140–3142.

Tani, M., N. Sakamoto, T. Kishimoto und K. Umetsu (2006): Utilization of anaerobically digested dairy slurry combined with other wastes following application to agricultural land. International Congress Series Band 1293, 331–334.

Teglia, C., A. Tremier und J.-L. Martel (2011): Characterization of solid digestates: Part 1, Review of Existing Indicators to Assess Solid Digestates Agricultural Use. Waste Biomass Valorization 2, 43–58.

Tejada, M., C. Garcia, J.L. Gonzalez und M.T. Hernandez (2006): Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. Soil Biol. Biochem. 38, 1413–1421.

Tejada, M. und J.L. Gonzalez (2007): Influence of organic amendments on soil structure and soil loss under simulated rain. Soil and Tillage Res. 93, 197–205.

Thuriès, L., M. Pansu, C. Feller, P. Herrmann und J.-C. Rémy (2001): Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. Soil Biol. Biochem. 33, 997–1010.

Tillman, R., D. Scotter, M. Wallis und B. Clothier (1989): Water repellency and its measurement by using intrinsic sorptivity. Soil Res. 27, 637–644.

Walsh, J.J., D.L. Jones, G. Edwards-Jones und A.P. Williams (2012): Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. J. Plant Nutr. Soil Sci. 175, 840–845.

Woche, S.K., M.-O. Goebel, M.B. Kirkham, R. Horton, R.R. Van der Ploeg und J. Bachmann (2005): Contact angle of soils as affected by depth, texture, and land management. Eur. J. Soil Sci. 56, 239–251.

Anschrift der Autoren

Voelkner, A., Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Hermann-Rodewald-Str. 2, 24118 Kiel
E-Mail: a.voelkner@soils.uni-kiel.de
Ellerbrock, R.H., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V., Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
Holthusen, D., Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Hermann-Rodewald-Str. 2, 24118 Kiel
Horn, R., Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Hermann-Rodewald-Str. 2, 24118 Kiel

Eingelangt: 22. Juni 2014
Angenommen: 5. August 2014