

第V章 メタン発酵消化液由来資材の環境負荷低減効果

第1節 はじめに

第IV章までは、メタン発酵消化液由来資材の肥料的効果について論じてきた。本章では、本研究のもう一つの主題であるメタン発酵消化液由来資材の施用が温室効果ガス発生に及ぼす影響について論じる。また、脱水ケーキ炭の土壤炭素貯留効果についても論じる。

第2節 濃縮液肥もしくは化学肥料を施用した コマツナ栽培土壌からの一酸化二窒素 フラックス発生量の比較

1. はじめに

エネルギー需要の増加は、バイオ燃料を化石燃料の代替として利用するニーズを高めている (Singla et al., 2012)。バイオ燃料の生産増加は、同時に、バイオガス生成後に発生する消化液のような副産物の生成量を増加させている (Alotaibi and Schoenau, 2011)。この消化液は、植物の必須栄養素を含んでいることから、他の有機質資材とやや似ている (Sasada et al., 2011)。したがって、この消化液は、濃縮液肥 (以下、DL) に変換することにより、肥料としての利用が可能である。有機肥料の土壌への施用は、土壌の劣化を抑制することができる (Mishra et al., 2009)。さらに、DLの施用は、化学肥料の削減による一酸化二窒素 (以下、 N_2O と表記) を含む温室効果ガスの排出量を減らせる可能性がある (Arthurson, 2009)。

一般的な葉菜であるコマツナは、短期間の栽培にもかかわらず多量の窒素施肥を要求する (Ebid et al., 2008)。一般的に、大部分の作物では、施肥した窒素の半分以下しか吸収せず、それ以外の施肥窒素は、硝酸として地下水に溶脱するか、 N_2O として放出されるか、アンモニアとして揮散する。大気中の N_2O 濃度は、産業革命以前の270 ppb から、2005年には約319 ppb に増加している (IPCC, 2007)。1分子当たりで N_2O は、二酸化炭素と比べて約298倍の温室ガス効果を持つ。したがって、 N_2O の排出量を軽減する適切な戦略が不可欠である。生ゴミ堆肥の施用 (Ebid et al., 2008)、畜ふん堆肥の施用 (Hayakawa et al., 2009)、被覆尿素の施用 (Amkha et al., 2009) が、 N_2O の排出に及ぼす影響について報告されている。しかしながら、コマツナ栽培における窒素肥料として、DLを施用した効果に関する報告は認められない。そこで、本研究において、コマツナを2連作した場合において、DLの施用が、 N_2O フラックス、土壌中無機態窒素およびコマツナ収量に及ぼす影響を化学肥料と比較した。

2. 材料および方法

試験は2012年1月から4月に、千葉大学の松戸キャンパスの実験圃場で実施した。コマツナ (*Brassica rapa var. perviridis*) を、深さ20 cm に30 kg の土壌を充てんしたプラスチックコンテナ (長さ42 cm×幅32 cm×深さ30 cm) で2作栽培した。土壌は千葉県の九十九里地域で採取した砂丘未熟土を用いた。土壌の理化学性は次の通りである。土性は砂土、粒径組成は砂が97.3%、シルトが2.7%、粘土が0.01%未満であった。pHは6.6、ECは21.4 $mS m^{-1}$ であった。全炭素含量は1.19%、全窒素含量は0.11%であった。アンモニウム態窒素含量は6.5 $\mu g g^{-1}$ 、硝酸態窒素含量は5.4 $\mu g g^{-1}$ であった。DLは千葉県の山田バイオマスプラントにおいて、メタン発酵消化液から固形分を除去して製造された。メタン発酵消化液の液体分を蒸留により濃縮し、施用するまでは4℃で貯蔵した。DLの化学性は下記のとおりで、pH (H_2O) が6.4、ECが12,420 $mS m^{-1}$ 、全炭素が0.71%、全窒素が1.35%、アンモニウム態窒素が12,836 $mg L^{-1}$ 、硝酸態窒素が13.6 $mg L^{-1}$ 、リン酸が11.2 $mg L^{-1}$ 、加里が8,352 $mg L^{-1}$ であった。

窒素施用に関する3つの試験区を下記のとおり設定した。

(i)無窒素施用区 (対照区)、(ii)DL区、(iii)化学肥料区 (窒素8%-リン酸8%-加里8%、主成分はリン酸アンモニウムと塩化加里)。対照区とDL区には、過リン酸石灰と塩化加里をリン酸および加里肥料として施用した。各区の窒素、リン酸、加里施用量は対照区の窒素施用量を除いて、すべて12 $g m^{-2}$ (120 $kg ha^{-1}$) とした。各区には、作物が栽培されている土壌 (以下、栽培土壌) と栽培されていない土壌 (以下、無栽培土壌) からの N_2O 発生量を比較するために、無栽培のコンテナを設定した。DLと化学肥料の両方を第1作の移植日の2日前に施用した。各区のコンテナには、9株のコマツナ (育苗日数14日) を定植した。定植12日後にコンテナ当たり6株に間引いた。第1作は2012年1月12日から3月13日に実施した。栽培期間は61日間であった。第2作の苗は、第1作の収穫日と同じ日に定植した。第2作は2012年3月13日から4月25日に実施した。栽培期間は43日間であった。試験期間を通じて、コンテナの水分含量をpF 0.7から2.14に維持した。

高さ20 cm、直径17.4 cm のチャンバーによるクローズド・チャンバー法で、5日から13日に1回の割合で、各コンテナから発生するガスをサンプリングした。基肥施用日に、各コンテナの中心部にチャンバーを設置した。チャンバーの基部は試験終了までそのままにした。集められた空気サンプルの N_2O 濃度を、ECDガスクロマトグラフ (GC-14B、島津製作所製) により測定した。 N_2O フラックス (単位は $\mu g m^{-2}$)

h¹) は単位時間におけるチャンバー内の一時的なガス増加量から算出した。栽培土壌もしくは無栽培土壌からの積算 N₂O 放出量は、それぞれの測定時における日フラックスと測定間隔を乗じて計算し、その値の合計値として示した。排出係数は、施肥した土壌からの全 N₂O フラックスから対照土壌（無窒素施肥土壌）の N₂O フラックスを引いた値を、土壌への全窒素施肥量で除して求めた (Amkha et al., 2009)。

土壌サンプル (3 反復) は、最初の定植から 32 日後および栽培終了時に採取した。採土深は 0-20 cm で、作物が栽培されたコンテナでは根圏土壌、無栽培のコンテナでは非根圏土壌を採取した。土壌のアンモニウム態窒素および硝酸態窒素含量は 1 mol KCl により固液比 1:5 で抽出後、それぞれニトロプルシッド法 (Anderson and Ingram, 1989)、ヒドラジン還元法 (Carole and Scarigelli, 1971) で測定した。収穫したコマツナの地上部乾物重は、80 °C の通風乾燥機で 7 日間乾燥した後に測定した。栽培されたコンテナにおける収量 (単位: g m⁻²) は、それぞれの株の乾物重を合計して算出した。窒素肥効率は、窒素施用区のコマツナの窒素吸収量から対照区のコマツナの窒素吸収量を引き、全窒素施肥量で除して求めた。

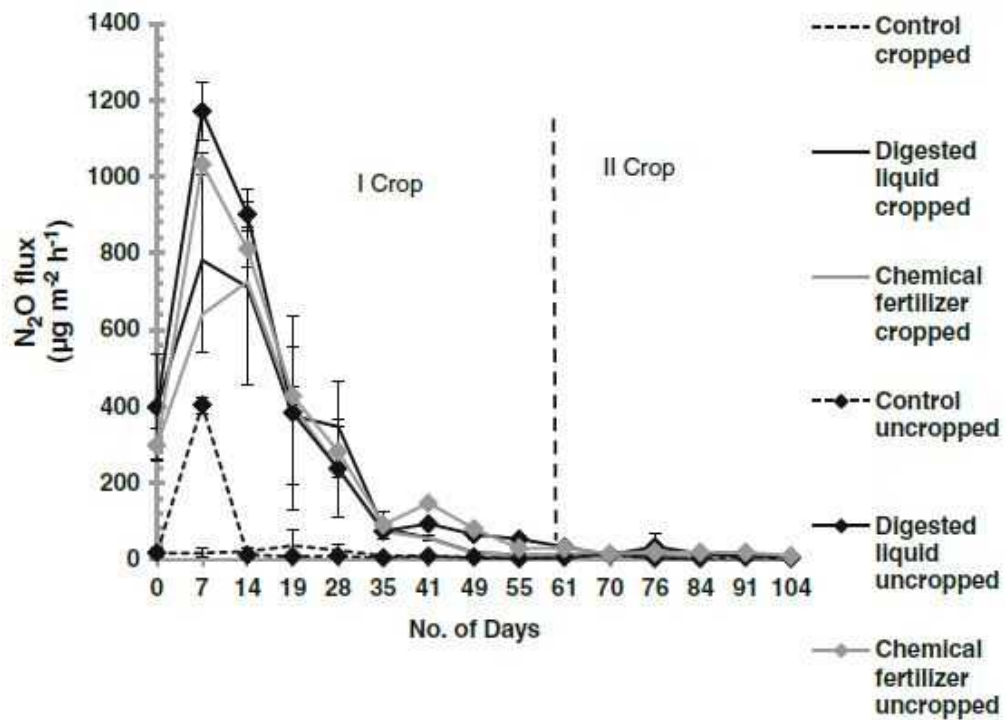
N₂O フラックスに対する処理の効果の有無を評価するために、統計解析を行った。処理による効果の有意性は、一元配置の分散分析を行い、処理区間の比較は 5 % の有意水準で Tukey の多重比較により実施した。すべての統計解析は SPSS Statistics 20 (IBM 社製) で行った。

3. 結果および考察

各処理区において、定植 7 日後に最大の N₂O フラックスが認められた (第 5-1 図)。無栽培土壌からの N₂O フラックスは、栽培土壌と比べて大きかった (第 5-1 図; 第 5-1 表)。栽培土壌、無栽培土壌の両方において、栽培開始 14 日目までは、DL 区の N₂O 放出量が化学肥料区を上回った (第 5-1 図)。104 日間の全試験期間の積算 N₂O 放出量は、対照区が最も少なかったが、DL 区と化学肥料区の間には、栽培土壌、無栽培土壌のいずれにおいても有意差が認められなかった (第 5-1 表)。したがって、DL 区と化学肥料区の排出係数は同等であった。最初の 14 日間の栽培土壌における積算 N₂O 放出量は、対照区が 6.0 mg m⁻² (全 N₂O 放出量の 23.6 %)、DL 区が 224.5 mg m⁻² (全 N₂O 放出量の 51.9 %)、化学肥料区が 193.5 mg m⁻² (全 N₂O 放出量の 50.2 %) であった。同時期における無栽培土壌からの N₂O 放出量は、各区において、栽培土壌と比べて大きく、対照区が 70.2 mg m⁻² (全 N₂O 放出量の 84.3 %)、DL 区が 305.8 mg m⁻² (全 N₂O 放出量の 56.6 %)、化学肥料区が 266.6 mg m⁻² (全 N₂O 放出量の 51.6 %) であった。

土壌における N₂O の生成は、硝化や脱窒といった微生物的反応によるが、それには無機態窒素含量、有効態炭素含量、酸素分圧、土壌水分、pH、地温などの様々な要因が関与している (Inubushi et al., 1996; Hayakawa et al., 2009)。慣行の窒素肥料を施用した直後に、N₂O 放出量が増加したという報告が認められ、その理由は、作土にアンモニウムイオンが施用されることで、硝酸化成が活発になるためとされている (Amkha et al., 2007, 2009)。本試験でも、試験初期に高い N₂O 放出が認められた。コンテナの土壌中の水分含量は、どの区においても試験期間を通じて同等に維持され、pF 値は 0.7 から 2.14 であった (第 5-2 図)。pF 値が増加すると、土壌の水分張力が増加する。本試験における pF 値は、土壌の水分含量が、最大容水量の 60~70 % に維持されていたことを示す (Goyal et al., 2000)。土壌水分が、最大容水量の 60~80 % である時には、硝化が N₂O の主要な生成過程である。一方、土壌水分が最大容水量の 90~100 % である時には、脱窒が主な生成過程となる (Inubushi et al., 1996, 1999; Zhu et al., 2013)。各区の栽培土壌、無栽培土壌の両方において、実験開始時および 7 日目では、土壌水分の影響が明らかに認められる (第 5-1 図)。実験開始時および 7 日目の地温はほとんど同じだが (第 5-2 図)、7 日目の土壌水分の増加により、栽培土壌および無栽培土壌の両方で N₂O 放出量が増加している (第 5-1 図)。

生ゴミ堆肥、畜ふん尿、作物残さ、一般廃棄物および堆肥といった有機物の施用は、化学肥料の施用と比べて、大気への N₂O 放出量を増加させる (Inubushi et al., 2000; Johnson et al., 2007; Jones et al., 2007; Hayakawa et al., 2009; Alotaibi and Schoenau, 2013)。相対的に N₂O 放出量が増える理由としては、窒素無機化量の増加が考えられ、それにより硝化、脱窒が盛んになり、結果的に N₂O 生成量が増えると考えられている (Akiyama et al., 2004)。有機質肥料は、窒素だけではなく、有機態炭素を土壌に供給し、それにより土壌中の従属栄養微生物の活性が高まる可能性がある (Velthof et al., 2002)。Cabrera et al. (1994) は、畜ふん堆肥を施用した土壌からの N₂O 放出量の増加に対して、硝化と脱窒の両方が寄与する可能性があると報告している。硝化は、酸化状態に置かれている土壌と資材の接触面において促進され、脱窒は、還元状態に置かれている資材内部で促進される可能性がある。さらに、有機物の施用は、土壌に炭素を供給することにより、脱窒活性を高める可能性がある (Kamewada, 2007)。脱窒微生物は、これらの炭素を電子供与体として利用すると考えられている (Aulakh et al., 1992)。



第5-1図 2連作したコマツナ栽培における窒素施用とコマツナの作付けがN₂Oフラックスに及ぼす影響
Error bars denote S.D.(n=3)

第5-1表 濃縮液肥および化学肥料の施用による各種パラメータの変化

Parameters	Cropped soil			Uncropped soil		
	Control	Digested liquid	Chemical fertilizer	Control	Digested liquid	Chemical fertilizer
Cumulative N ₂ O evolution (gN m ⁻²)	0.03±0.01 b	0.43±0.14 a	0.39±0.05 a	0.08±0.01 y	0.54±0.11 x	0.52±0.01 x
EF (%)	—	3.35	2.96	—	3.83	3.64
NH ₄ ⁺ -N (µg g ⁻¹ ds) (32 days)	6.9±0.7 b	32.3±2.3 a	31.8±0.9 a	10.9±0.7 y	42.3±2.3 x	41.8±0.9 x
NO ₃ ⁻ -N (µg g ⁻¹ ds) (32 days)	8.1±0.2 b	75.7±6.4 a	68.5±1.9 a	12.8±0.2 y	95.9±2.9 x	89.6±1.3 x
NH ₄ ⁺ -N (µg g ⁻¹ ds) (61 days)	2.5±0.6 b	5.2±0.9 a	5.4±0.8 a	4.0±0.1 y	15.2±0.9 x	15.4±0.8 x
NO ₃ ⁻ -N (µg g ⁻¹ ds) (61 days)	1.2±0.1 b	2.7±0.2 a	2.6±0.1 a	4.9±0.1 y	9.6±0.9 x	10.5±1.4 x
NH ₄ ⁺ -N (µg g ⁻¹ ds) (104 days)	0.5±0.1 b	0.7±0.1 a	0.6±0.01 a	2.0±0.6 y	5.8±0.1 x	5.6±0.1 x
NO ₃ ⁻ -N (µg g ⁻¹ ds) (104 days)	1.0±0.1 b	1.5±0.2 a	1.3±0.1 a	1.4±0.1 y	8.4±0.3 x	9.1±0.6 x
Dry weight (g plant ⁻¹) (first crop)	2.23±0.26 c	5.59±0.16 a	4.78±0.09 b	—	—	—
Dry weight (g plant ⁻¹) (second crop)	1.08±0.08 b	2.79±0.62 a	1.96±0.21 a	—	—	—
Yield ^a (g m ⁻²)	191±13 c	458±14 a	389±9 b	—	—	—
NAE	—	22.2±0.6 a	16.5±1.8 b	—	—	—

Different letters in each row denote significant differences ($p < 0.05$) among the treatments according to a Tukey's HSD test.

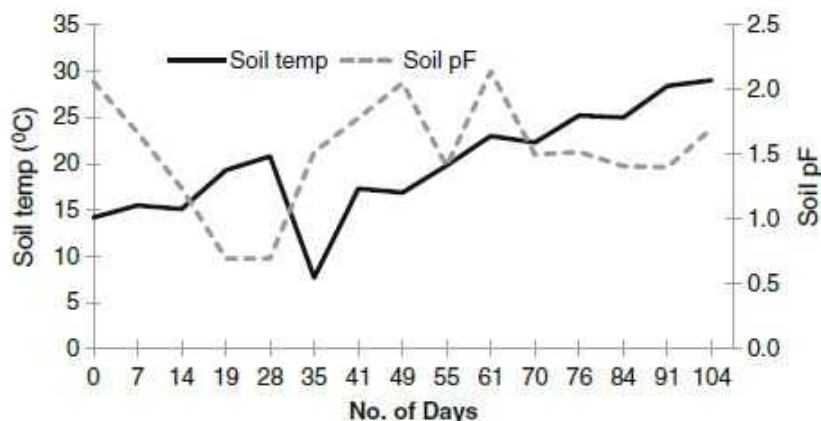
Mean value ± standard deviation (n=3).

EF emission factor, NAE nitrogen agronomic efficiency

^a Yield was calculated by summing up the dry weight of both crops

本試験においては、試験初期のN₂O放出量の増加に、DL区における窒素とともに有効な炭素の存在が影響したと推測される。本試験におけるDLのC/N比は0.52と小さく、同じく小さなC/N比を持つ蒸留廃液と比較できる。Alotaibi and Schoenau (2013) は、蒸留廃液を施用した土壌からのN₂O放出量が、炭素および窒素の枯渇により、実験が進むにつれ減少したと報告している。本試験においても、実験後期にDL区からのN₂O放出量が化学肥料区と同等かそれ以下に

なるという似た現象が見られた(第5-1図)。栽培土壌および無栽培土壌に窒素を施用した2つの区と対照的に、対照区のN₂O放出量は最も少なかった(第5-1表)。これは、土壌に施用された窒素が無いためと考えられる。各区において、栽培土壌からのN₂O放出量が無栽培土壌と比べて少なかったのは、施用された窒素が作物に吸収されたことを示している(第5-1表)。無栽培土壌の対照区における実験7日目の小さなピークは(第5-1図)、土壌水分の上昇に伴い微生物活



第5-2図 試験期間における地温と土壌pF

性が上昇し、窒素の無機化が促進され、作物が無い状態での N_2O 放出量の増加を引き起こしたかもしれない。一方、対照区の栽培土壌では、作物によりこれらが利用された可能性がある。

一度しか施肥を行っていないことから、土壌のアンモニウム態窒素および硝酸態窒素含量は、時間とともに減少すると予測された(第5-1表)。栽培土壌および無栽培土壌の両方で、硝酸態窒素含量はアンモニウム態窒素含量と比べて常に多かった。また、対照区の硝酸態窒素含量およびアンモニウム態窒素含量は、DL区および化学肥料区と比べて常に少なかった。ただし、DL区と化学肥料区の間には有意な差が認められなかった(第5-1表)。

DLに含まれるアンモニアは、好氣的条件下では揮散することが知られている(Watanabe et al., 2012)。本試験においては、アンモニア揮散量を測定していないが、DLを土壌中に施用することで、土壌表面への散布と比べて揮散量が減少すると推測される(中村ら, 2012)。このことから、DLおよび化学肥料ともに十分に土壌と混和して施用されたため、アンモニアの揮散量は最小化されたと判断される。試験32日目には、硝酸態窒素含量は各区において、窒素施肥前よりも増加した。また、アンモニウム態窒素含量も増加した。このことは、主に試験の初期において硝化が起こり、その結果、試験の初期において N_2O 放出量の増大が起こった可能性を示している。試験開始32日目以降のアンモニウム態窒素および硝酸態窒素の減少は、おそらく硝化と同時に脱窒が起こっていることを示している。Muller et al. (2004)は、脱窒による硝酸態窒素の還元が、好氣的条件下においてさえも N_2O の生成における支配的なメカニズムであると報告している。このように、硝化に好適な条件下においても、局所的に存在する還元的な部位において、脱窒が引き起こされている可能性がある(Cannavo et al., 2004)。栽培土壌の硝酸態窒素含量が、無栽培土壌と比べて少ないのは、やはり作物による養分の吸収を示している(第5-1表)。

対照区の収量は、DL区および化学肥料区と比較して有意に少なかった(第5-1表)。

これは対照区における窒素の施用が無く、農業において窒素が作物の生育を制限する最も一般的な要因だからである(Moller and Stinner, 2009)。1作目のコマツナの乾物重はDL区が最も大きかったが、2作目においてはDL区と化学肥料区の間には有意差が認められなかった(第5-1表)。また、すべての試験区において、2作目の乾物重は1作目を下回った。一度の基肥施用で連続的に栽培し、野菜の乾物重が減少したとの既報は見られる(Ebid et al., 2008)。しかしながら、1作目の収穫は移植後61日、2作目の収穫は移植後43日であった。天候やコマツナの品種にもよるが、栽培日数は40日前後とされている(Ebid et al., 2008; Amkha et al., 2009)。本試験においては、1作目が、低い地温で示されるように冬で寒い時期の栽培であったことから(第5-2図)、2作目と比べて収穫までの期間が長かった。1作目と2作目の合計収量は、DL区が化学肥料区を上回った。窒素肥効率はDL区が化学肥料区と比べて有意に高かった(第5-1表)。Walsh et al. (2012)は、本試験のものと似たメタン発酵消化液の施用により、イネ科牧草およびイネ科牧草とクローバーを混播した圃場で、収量が増加したと報告している。彼らは、メタン発酵消化液の施用は、化学肥料と比較して、土壌の細菌や糸状菌群集に対して影響を及ぼさなかったとも報告している。有機質肥料の施用は、無機質肥料と比べて窒素吸収量を増大させると報告されている(Ebid et al., 2008)。また、収量も増大させるとの報告がある(Singla and Inubushi, 2013)。DLは、他の有機質資材と同様に、ある種の土壌では肥効率を向上させる可能性がある(Antil et al., 2011)。有機態炭素の施用は、土壌微生物を活性化させることにより、土壌の肥沃度を向上させる(Gupta et al., 1992; Antil and Singh, 2007)。これにより、養分の再利用が増加する(Chan et al., 2007; Antil et al., 2009)。さらに、有機質資材の施用により、アルカリホスファターゼ、アミノペプチダーゼ、N-アセチルグルコースアミニダーゼ、ウレアーゼといった酵素活性が向上すると報告されている(Goyal et al., 1999; Bailey et al., 2010)。

4. まとめ

メタン発酵消化液の施用が N_2O の放出および土壌無機態窒素含量に及ぼす影響は、化学肥料とほぼ同等であった。しかしながら、2連作したコマツナの合計収量は、消化液を施用した区が最も多かった。このことは、圃場レベルでの試験が必要であるが、消化液を施用したコマツナの栽培は、施肥管理上有用であることを示している。

第3節 脱水ケーキ炭および濃縮液肥の施用が一酸化二窒素および二酸化炭素の発生と3連作したコマツナの収量に及ぼす影響

1. はじめに

エネルギー需要の増加は、化石燃料の代替物としてのバイオ燃料の需要を高めている (Singla et al., 2012)。日本、インド、中国、ヨーロッパ諸国を含む多くの国において、環境にやさしい手法で再生可能エネルギーを得られる畜ふん尿や植物残さの嫌氣的発酵技術は注目を集めている (Alburquerque et al., 2011)。バイオ燃料生産の増加は、同時にバイオガス生成後に残る消化液のような残さの発生量を増やしている (Alotaibi and Schoenau, 2013)。この消化液は、濃縮液肥 (Singla et al., 2013; Singla and Inubushi, 2014b) や脱水ケーキ炭 (Singla and Inubushi, 2013, 2014a) に変換することで、土壌改良資材として利用できる。これらを土壌改良資材として利用することは、化学肥料の削減につながるのみならず (Singla et al., 2013)、消化液の処理問題の解決にもなると考えられる。

水蒸気とメタンを除けば、二酸化炭素 (以下、 CO_2 と表記) と一酸化二窒素 (以下、 N_2O と表記) は、2つの重要な温室効果ガス (以下、GHGと表記) である (IPCC, 2013)。 CO_2 と N_2O の大気中濃度は、産業革命前の280 ppm および270 ppb から、2011年にはそれぞれ約391 ppm と324ppb に増加している (IPCC, 2013)。 N_2O の大気中濃度は、 CO_2 と比べて非常に低いが、その温室効果は CO_2 の約298倍である (IPCC, 2013)。

農耕地土壌は N_2O の主要な発生源である (Ebid et al., 2008)。 N_2O は主に相反する2つの微生物的過程により、土壌から発生する。すなわちアンモニウム態窒素 (以下、 $NH_4^+ \cdot N$ と表記) を硝酸態窒素 (以下、 $NO_3^- \cdot N$ と表記) に変化する硝化と、 $NO_3^- \cdot N$ を N_2O へ、最終的には N_2 に変化させる脱窒である。硝化は好氣的条件下で優勢であり、脱窒は嫌氣的条件下で支配的な反応である (Inubushi et al., 1996)。農耕地土壌に $NH_4^+ \cdot N$ を施用することで硝化が活発になったため、窒素肥料の施用直後に N_2O の発生量が増加したとの報告が認められる (Amkha et al., 2009; Singla et al., 2013)。一般的に、大部分の作物は施肥窒素のすべてを利

用することができず、それ以外の窒素は、硝酸 (NO_3^-) として地下水に浸透するか、 N_2O として放出されるか、アンモニア (NH_3) として揮散する (Amkha et al., 2009)。コマツナは、国内で栽培されている一般的な葉菜であるが、短期間の栽培において多量の窒素施肥を要求するため、大気への N_2O 放出の原因となっている (Ebid et al., 2008; Amkha et al., 2009; Singla et al., 2013)。

有機物を低酸素状態で加熱 (炭化) して製造するバイオ炭は、土壌改良資材として利用されている (Lehmann et al., 2011)。バイオ炭の施用が土壌の質を高めたり、作物生産を増進したとの研究報告が多数認められる (Jones et al., 2012; Kammann et al., 2012; Wang et al., 2012; Saarnio et al., 2013; Singla and Inubushi, 2013, 2014a)。その影響は、肥沃度が低く、かつpHが低い土壌においてより顕著である。その理由は、それらの土壌の養分保持能力が低いからである (Lehmann, 2007)。明らかにされている土壌肥沃度への効果は、主に酸性土壌のpH上昇か、陽イオン吸着による養分保持能力の向上である (Lehmann et al., 2011)。

Asai et al. (2009) およびWang et al. (2012) は、窒素肥料を同時施用しないでバイオ炭を施用したところ、窒素肥料を同時施用した場合と比較して、作物の収量が減少したと報告している。これは、バイオ炭とともに窒素源を施用することが、作物の生育増進に不可欠であろうことを示している。バイオ炭の施用によって、農耕地土壌に炭素を貯留することが、気候変動を緩和させる可能性があることについての関心も高まっている (Lehmann et al., 2011)。

また、GHGフラックスに対するバイオ炭の効果については、論議がなされている。いくつかの研究では、バイオ炭の施用は、 N_2O 放出量を減少させ (Singh et al., 2010; Bruun et al., 2011; Kammann et al., 2012; Wang et al., 2012)、 CO_2 放出量を増加させる (Bruun et al., 2011, 2012; Jones et al., 2011, 2012; Wang et al., 2012) 可能性があるとしている。しかしながら、いくつかの論文では、バイオ炭の施用は N_2O 放出量を増加させるか (Yanai et al., 2007; Singh et al., 2010; Bruun et al., 2011; Kammann et al., 2012; Saarnio et al., 2013; Xie et al., 2013)、あるいは N_2O 放出量に全く影響を及ぼさない可能性が高い (Kammann et al., 2012; Xie et al., 2013) と述べられている。これは、 N_2O と CO_2 の放出量がバイオ炭の物理性や化学性、バイオ炭の原料、土壌の種類、微生物の活性や構成、かん水や施肥管理といったことに影響されるためと思われる (Yanai et al., 2007; Kammann et al., 2012; Saarnio et al., 2013)。一方、メタン発酵消化液由来のバイオ炭が N_2O 放出に及ぼす影響についての文献はほとんど見られない。しかしながら、水田状態でのメタン発酵消化液由来バイ

オ炭の施用が N_2O 放出に及ぼす影響については, Singla and Inubushi (2013, 2014a) が報告している. 水田では, 土壌は湛水状態で, 長期間にわたって嫌氣的状態におかれる. このため, 窒素の動態は, 大部分の時間において好氣的条件下にある草地や畑地とは明らかに異なると推測される (Win et al., 2009). コマツナを用いた別の研究では (Singla et al., 2013), 窒素肥料としての濃縮液肥の施用は, 化学肥料と比較して, コマツナの収量を有意に増加させたが, 積算 N_2O 放出量と土壌の無機態窒素含量には影響を及ぼさなかった.

既往の報告に基づいて, 本研究では濃縮液肥と脱水ケーキ炭の施用による無機質肥料の代替と N_2O 放出量の削減および作物収量の増加を目的とした. コマツナの栽培土壌に脱水ケーキ炭を施用すると, N_2O と CO_2 の放出量に影響を及ぼし, その程度は施用される脱水ケーキ炭の量に依存するとの仮説を立てた. コマツナを3連作する小規模栽培試験を実施し, 濃縮液肥の窒素肥料的效果の評価と, 濃縮液肥とともに炭素源として様々な濃度の脱水ケーキ炭を施用して, N_2O および CO_2 フラックス, 土壌の化学性および作物収量に及ぼす影響を調査した.

2. 材料および方法

試験は千葉大学の松戸キャンパスの圃場において, 2013年4月から7月に実施した. コマツナは, 深さ20 cmになるように約32 kgの土壌を入れたプラスチックコンテナ(長さ42 cm×幅32 cm×深さ30 cm)で3連作(1作は30日)した. 土壌(砂丘未熟土)は, 千葉県の高九里地域で採取し, その理化学性は以下の通りである. 粒径組成は砂が97.3%, シルトが2.7%, 粘土が0.01%未満である (Singla and Inubushi, 2013). pH(H_2O)は6.6, ECは21.4 mS m^{-1} , 全炭素含量は1.19%, 全窒素含量は0.11%, アンモニウム態窒素含量は6.5 $\mu g g^{-1}$ 乾土, 硝酸態窒素含量は5.4 $\mu g g^{-1}$ 乾土である (Singla et al., 2013). 脱水ケーキ炭と濃縮液肥(以下, DL)は, 千葉県の山田バイオマスプラントから入手した. 製造過程と消化液脱水ケーキ炭から脱水ケーキ炭を

作成する際の炭化温度については, Singla and Inubushi (2013, 2014a) に記されている. 山田バイオマスプラントでは, 一日当たり4 tの乳牛ふん尿と0.6 tの食品残さから0.1 tのバイオガスを生産している. この過程で一日当たり3.8 tの消化液が発生する. 脱水ケーキ炭は, 消化液の固形分で水分率45%程度まで乾かされる. 炭化は過熱水蒸気によりなされ, 330 °Cから370 °Cで行われる. 消化液の液体分を蒸留して, DLが得られる. 250 Lの脱水ろ液から, 228 Lの蒸留水が得られるまで蒸留する. したがって, 250 Lの脱水ろ液から22 LのDLが得られる. 得られたDLは施用するまで4 °Cで保存した. DLの化学性は下記の通りである. pH(H_2O)が6.35, EC(H_2O)が12,500 mS m^{-1} , 全炭素含有率が0.83%, 全窒素含有率が1.45%, アンモニウム態窒素含量が14,400 $\mu g ml^{-1}$, 硝酸態窒素含量が2.30 $\mu g ml^{-1}$, リン酸含量が15.40 $\mu g-P_2O_5 ml^{-1}$, 加里含量が33.80 mg- $K_2O ml^{-1}$ である. 脱水ケーキ炭の化学性は第5-2表に示した.

6つの試験区(3反復)を下記の通り設定した. i) 無窒素施肥区(対照区), ii) 化学肥料区(CF区)($N-P_2O_5-K_2O:8\%-8\%-8\%$, 主成分はリン酸アンモニウムと塩化加里で, 窒素, リン酸および加里を120 kg ha^{-1} 施用), iii) 濃縮液肥区(DL区)(窒素量として120 kg ha^{-1} 施用), iv) 脱水ケーキ炭少量区(BL区)(DL区と同量のDLを施用し, さらに180 kg-C ha^{-1} 相当(コンテナ当たり7.72 g)の脱水ケーキ炭を施用. 脱水ケーキ炭に含まれる炭素とDLに含まれる窒素のC/N比が1.5), v) 脱水ケーキ炭中量区(BM区)(DL区と同量のDLを施用し, さらに360 kg-C ha^{-1} 相当(コンテナ当たり15.44 g)の脱水ケーキ炭を施用. 脱水ケーキ炭に含まれる炭素とDLに含まれる窒素のC/N比が3.0), vi) 脱水ケーキ炭多量区(BH区)(DL区と同量のDLを施用し, さらに720 kgC ha^{-1} 相当(コンテナ当たり30.88 g)の脱水ケーキ炭を施用. 脱水ケーキ炭に含まれる炭素とDLに含まれる窒素のC/N比が6.0). 各区の詳細については, 第5-3表に示した. CF区とBH区を除いて, 各区の土壌におけるリンの含有量が120 kg-P ha^{-1} になるよ

第5-2表 脱水ケーキ炭の化学性

Parameters	Value	Parameters	Value
pH(H_2O)	8.8	Cd (mg kg^{-1})	0.4
EC(H_2O) (mS m^{-1})	386	Cr (mg kg^{-1})	3.7
Total-C (%)	31.7	Cu (mg kg^{-1})	76
Total-N (%)	3.4	Pb (mg kg^{-1})	2.5
NH_4^+ -N ($\mu g g^{-1}$)	19.9	Hg (mg kg^{-1})	0.1
NO_3^- -N ($\mu g g^{-1}$)	2.20	Mo (mg kg^{-1})	0.02
P_2O_5 (%)	6.4	Ni (mg kg^{-1})	2.1
K_2O (%)	2.2	Zn (mg kg^{-1})	317
H (%)	2.5	B (mg kg^{-1})	5
Total-Mg (%)	2.2	Cl (mg kg^{-1})	10
As (mg kg^{-1})	0.5	Na (mg kg^{-1})	25

第5-3表 各区における窒素, リン, カリウムおよび炭素の施用量と供給源

Treatments	Total N(NH ₄ ⁺ -N)application (g m ⁻²); source	Total P(P ₂ O ₅)application (g m ⁻²); source	Total K(K ₂ O)application (g m ⁻²); source	Total C application (g m ⁻²); source
Control	— ^a	12; calcium superphosphate	12; potassium chloride	— ^a
CF	12; mineral fertilizer	12; mineral fertilizer	12; mineral fertilizer	— ^a
DL	12; DL	12; calcium superphosphate	28; DL	— ^b
BL	12; DL	12; biochar+calcium superphosphate	28; DL	18; biochar
BM	12; DL	12; biochar+calcium superphosphate	28; DL	36; biochar
BH	12; DL	12; biochar	28; DL	72; biochar

a No external addition

b The small fraction of C of the DL was not taken into consideration as DL was applied in DL, BL, BM and BH treatments

CF chemical fertilizer, DL digested liquid, BL biochar at low concentration, BM biochar at medium concentration, BH biochar at high concentration

うに、過リン酸石灰を施用した。また、対照土壌のカリウム含有量が120kg-K ha⁻¹になるように塩化加里を施用した。脱水ケーキ炭は全量を、第1作の定植2日前に基肥として施用した。一方、対照区のリンとカリウム、CF区の化学肥料、DL区、BL区、BM区およびBL区のDLは第1作の定植2日前と第2作の定植2日前の2回に分けて、半量ずつ施用した。第3作においては、各資材の残効を評価するために、すべての試験区において肥料等の資材を施用しなかった。各コンテナに6株のコマツナ(育苗日数14日)を定植した。コンテナは無加温のガラスハウスに設置した。

各コンテナの土壌水分と地温を測定するために、センサー(6450WD, スペクトラムテクノロジー社製)を、深さ0~8 cmに、1回目と2回目の施肥時から実験終了まで設置した。土壌水分(深さ0~8 cm)と地温(深さ0~5 cm)は、デジタルサーモレコーダー(TR-71Ui, T&D社製)で記録した。試験期間を通じて、コンテナの土壌水分含量は最大容水量の60%に維持した(Singla et al., 2013)。

各コンテナからのガスサンプルは2日から7日に一度の割合でクローズド・チャンバー(高さ20 cm, 直径17.4 cm)法により採取した(Singla et al., 2013)。施肥時から実験終了まで、チャンバー基部を各コンテナの中心部に設置した。各測定時には、チャンバー基部にふたをしてから0分、10分および20分後に、ガスサンプルをチャンバーからディスポーザブルシリンジで採取した。その後、サンプルを速やかに真空バイアル瓶に移した(Singla et al., 2013)。採取したガスサンプルのN₂OとCO₂濃度を、それぞれECDとTCDを装備したガスクロマトグラフ(GC-14B, 島津製作所製)で測定した(Singla and Inubushi, 2013)。N₂Oフラックス(単位: μg m⁻² h⁻¹)とCO₂フラックス(単位: mg m⁻² h⁻¹)は、単位時間当たりのチャンバー内濃度増加量から計算した。N₂OとCO₂の積算放出量は、各測定時における1日当たりのフラックスに、測定間隔日数を乗じて計算し、得られた値を合計して求めた(Singla et al., 2013)。

深さ0-20 cmの土壌サンプル(3反復)を実験開始後5日、30日、37日、62日および92日後に採取し、1 M塩化カリウム溶液で抽出(土壌1に対して溶液5の比率)し、NH₄⁺-N含

有量をニトロプルシッド法(Anderson and Ingram, 1989)、NO₃⁻-N含有量をヒドラジン還元法(Carole and Scarigelli, 1971)でそれぞれ測定した。0.5 M硫酸カリウム溶液で抽出(土壌1に対して溶液5の比率)後に(Vance et al., 1987)、TOC計(TOC-5000, 島津製作所製)で土壌有機炭素量を測定した。収穫された作物の地上部の乾物重(以下、植物バイオマス量と記す)を80 °Cで7日間、通風乾燥した後に測定した。収量(g m⁻²)は、3株分の乾物重を合計して計算した。

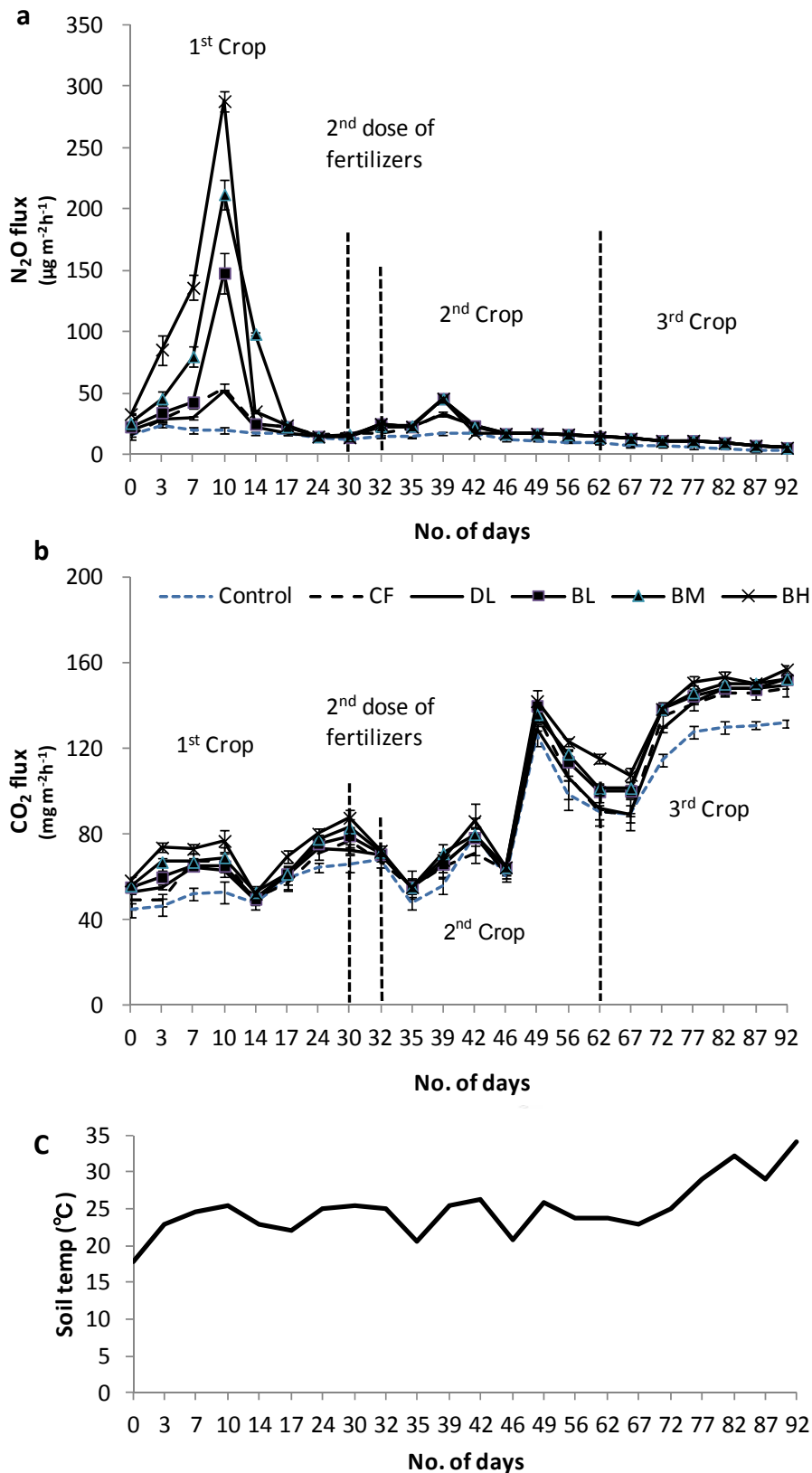
処理による効果の有意性は、一元配置の分散分析(ANOVA)を行い、平均値の違いを5%の有意水準でTukeyのHSDテストにより比較した。すべての統計解析はSPSS Statistics 20(IBM社製)で行った。

3. 結果

施肥後、初期においてN₂Oフラックスの最大値が認められ(第5-3図a)、これは地温の影響を受けていた(第5-3図c)。脱水ケーキ炭を施用した区からのN₂O放出量が最も大きく、脱水ケーキ炭施用量の増加に伴って有意に増加した(第5-4表)。DL区とCF区のN₂O放出パターンは非常に似ており、N₂Oの積算放出量は等しかった(第5-4表)。第2作においては、資材を施用した区は同様のN₂O放出量および放出パターンを示し、第3作においてはどの区においてもN₂Oの発生ピークは認められなかった。

N₂Oフラックスとは対照的に、各区からのCO₂フラックスは、施肥の時期とは関係なく、地温の多大な影響を受けた(第5-3図b, c)。第3作において最も地温は高くなり、その時期にCO₂フラックスの最大値も認められた。N₂O放出と同様に、どの作においてもDL区とCF区のCO₂放出パターンは似ていた。また、両区の92日間における積算CO₂放出量は等しく、対照区と比べて有意に増加した(第5-3図b)。季節的なCO₂フラックス(第5-3図b)および積算CO₂放出量(第5-3表)は、脱水ケーキ炭施用区が多く、施用量が多いほど増加した。

試験開始後5、37および62日においては、脱水ケーキ炭施用区のNH₄⁺-N含有量は、CF区およびDL区と比べて少なかった(第5-4図a)。一方、試験開始後30日および92日にお



第5-3図 処理を異にするコマツナ栽培土壌における(a)N₂Oフラックス, (b)CO₂フラックス, (c)地温
Error bars denote S.D.(n=3)

いては、資材を施用した区の間における有意差は認められなかった。試験開始後5, 30, 37および62日においては、脱水ケーキ炭施用区のNO₃-N含有量は、CF区およびDL区と比べて多かった(第5-4図b)。一方、最後のサンプリング時には、

資材を施用した区の間における有意差は認められなかった。どの区においてもNO₃-N含有量はNH₄-N含有量と比べて常に多かった(第5-4図a,b)。各区の土壌有機炭素含量は、試験開始時に最も多く、時間とともに減少した(第5-4図c)。

第5-4表 化学肥料, 濃縮液肥および脱水ケーキ炭の施用が積算 N₂O 放出量, 積算 CO₂ 放出量およびコマツナの収量に及ぼす影響

Treatments	Cumulative N ₂ O evolution(mg m ⁻²)	Cumulative CO ₂ evolution(g m ⁻²)	Dry weight (g plant ⁻¹)			Yield ^a (g m ⁻²)
			1st crop	2nd crop	3rd crop	
Control	25.1±0.3 e	186.8±2.3 e	3.13±0.17 c	4.07±0.14 d	2.63±0.08 b	366±5 d
CF	42.9±0.8 d	204.3±2.1 d	5.29±0.13 b	6.37±0.14 bc	3.35±0.07 a	559±8 c
DL	41.1±0.1 d	203.1±1.2 d	6.04±0.44 a	7.71±0.88 a	3.39±0.27 a	638±54 ab
BL	52.3±1.8 c	212.0±1.2 c	6.28±0.32 a	7.89±0.44 a	3.76±0.04 a	667±29 a
BM	63.6±1.4 b	215.5±0.7 b	5.99±0.24 ab	6.11±0.20 c	3.63±0.23 a	585±15 c
BH	77.9±2.1 a	223.5±1.5 a	6.05±0.20 a	6.49±0.22 b	3.79±0.40 a	608±23 bc

CF chemical fertilizer, DL digested liquid, BL biochar at low concentration, BM biochar at medium concentration, BH biochar at high concentration

a Yield was calculated by summing up the dry weight of three crops

Different letters in each column denote significant differences ($p < 0.05$) among the treatments according to a Tukey's HSD test.

Mean value ± standard deviation ($n=3$).

脱水ケーキ炭施用区の土壌有機炭素含量は, すべての測定時において他の区よりも有意に多く, 最終サンプリング時のBM区とBH区を除いて, 脱水ケーキ炭施用量が多いほど増加した. DL区の土壌有機炭素含量は, 30日目を除いて, CF区より有意に多かった.

窒素を施用した区は, 対照区と比較して植物バイオマス量と収量が増加した(第5-4表). 施用量の多いBM, BH区の収量はBL区より低かった. BL区とDL区は, 第2作において最大の植物バイオマス量となり, 3作を通した収量においても, 対照区, CF区, BM区およびBH区と比べて有意に多かった. BM区の植物バイオマス量と収量は, DL区およびBL区と比べて少なかった. 一方, BM区とBH区の植物バイオマス量はCF区とほぼ等しかった. 各区の植物バイオマス量は第2作で最大となり, 第3作で最小となった.

4. N₂Oフラックス, CO₂ フラックス, 土壌無機態窒素および土壌有機炭素の動態に関する考察

N₂Oは, 土壌において, 主に硝化および脱窒という微生物的反応により生成されるが, 土壌の無機態窒素含量, 有効態炭素含量, 酸素分圧, 土壌水分, pHおよび地温といった様々な要因に影響される(Inubushi et al., 1996; Hayakawa et al., 2009). 最大容水量の60~80%の土壌水分時には, 硝化がN₂O生成の主要な過程であるが, 最大容水量の90~100%の土壌水分時には, 脱窒が主な過程となる(Inubushi et al., 1996). 試験全体を通して土壌水分が最大容水量の60%に設定されていたことから, 各区において窒素施肥を行った直後における高いN₂O放出の主因は硝化であると推測される(第5-1図).

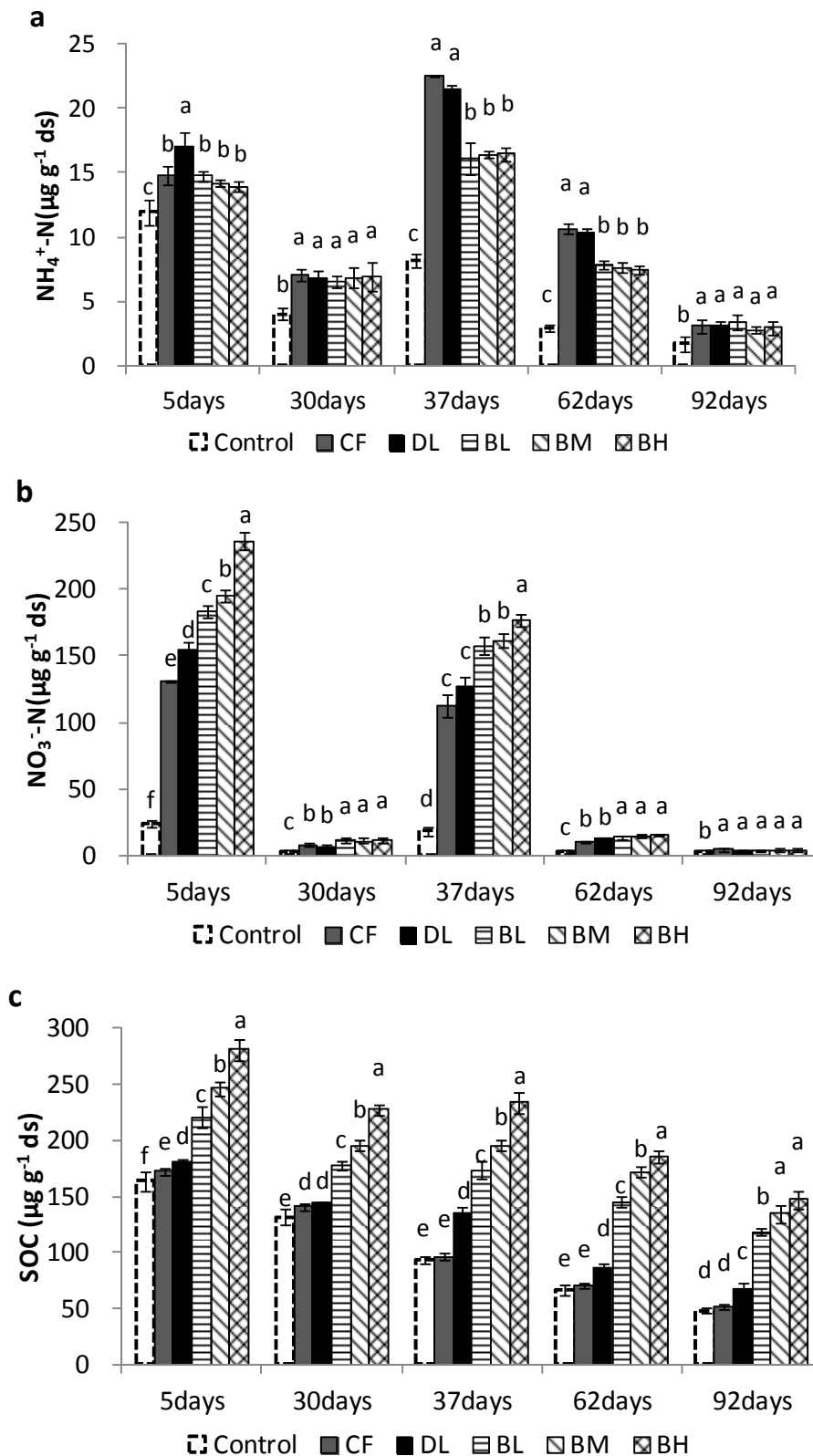
土壌の硝酸態窒素含量の増加(第5-4図b)は, 初期において硝化が主に起こり, 後期と比べて前期におけるより高いN₂O放出に影響したと推察される. 生ゴミ堆肥, 畜ふん尿, 作物残さ, 一般廃棄物および堆肥といった有機物は, 無機質肥料と比べて大気へのN₂O放出量を増加させる(Hayakawa

et al., 2009; Alotaibi and Schoenau, 2013).

脱水ケーキ炭施用区において, 脱水ケーキ炭非施用区と比べてNO₃⁻-N含有量が増加し, NH₄⁺-N含有量が減少したことは(第5-4図a,b), 脱水ケーキ炭の施用により硝化速度が増加し, 脱水ケーキ炭非施用区と比べてN₂O放出量も増加したことを示している(第5-1図).

最近の培養試験では, 特に実験の初期において, バイオ炭の施用により硝化菌が増加し, 硝化速度が高まったとの知見が得られている(Song et al., 2014). 他にもバイオ炭の施用によりN₂Oフラックスが増加したとの報告が見られる(Yanai et al., 2007; Bruun et al., 2011; Saarnio et al., 2013).

30, 62および92日目における土壌のNH₄⁺-N含有量およびNO₃⁻-N含有量の減少は, 硝化と同時に脱窒も起こっていた可能性を示している. 土壌の無機態窒素が減少した他の原因としては, 作物による吸収が考えられる. Muller et al. (2004)は, 好氣的条件下においてさえも, 脱窒による硝酸態窒素の還元がN₂O生成の主要なメカニズムであると報告している. したがって, 硝化に適した条件下においても, 部分的な嫌氣的部位において, 実験後期には脱窒が引き起こされた可能性がある(Cannavo et al., 2014). 硝化は好氣的である土壌と資材の境界において促進され, 脱窒は嫌氣的になっている資材の内部で促進されたかもしれない. それは好氣的な部位を嫌氣的に変える水分の存在により起こる場合が多い(Cabrera et al., 1994). 有機質資材は, 窒素だけでなく有機態炭素も供給する. これにより, 従属栄養微生物の活性を高め, 土壌における脱窒活性を高める可能性がある(Velthof et al., 2002). このメカニズムは, 新たな有効態炭素源への迅速な反応に適応した微生物の増加を含み, 土壌窒素の再無機化と土壌のより分解され難い有機物の共代謝を引き起こす(Kuzyakov, 2010).



第 5-4 図 処理を異なるコマツナ栽培土壌における(a)アンモニウム態窒素含量, (b)硝酸態窒素含量, (c)土壌有機炭素量の変化

Error bars denote S.D. (n=3), Different letters denote significant differences ($P < 0.05$) among the plots according to a Tukey's HSD test

しかしながら、本試験におけるDLのC/N比は0.57と低く、他の研究と同様であり (Alotaibi and Schoenau, 2013 ; Singla et al., 2013) , このような低いC/N比を持つ物質を添加しても窒素の無機化に影響し、無機質肥料と比較して N_2O や CO_2 の放出量を増大させることはない(第5-3図a,b). バイオ炭は N_2O 放出に対して、正と負の影響を及ぼすことが報告されている (Yanai et al., 2007 ; Bruun et al., 2011 ; Jones et al., 2012 ; Kammann et al., 2012 ; Saarnio et al., 2013) . バイオ炭施用に伴う土壌有機物の無機化速度の変化とバイオ炭に含まれる有機態窒素の分解が影響している可能性がある。Bruun et al. (2012) は、短時間の炭化により製造されたバイオ炭の施用が無機態窒素の固定を進め、時間をかけて炭化されたバイオ炭(本研究に供したものと同様)の施用が土壌窒素の無機化を進めたと報告している。これが脱水ケーキ炭施用量の増加とともに有意に N_2O 放出量が増加した(第5-3図a, 第5-4表)理由と推測される。

複数の要因がバイオ炭を施用した土壌からの温室効果ガスの放出に影響することがよく知られている。物理的、化学的特性の他に、バイオ炭の製造過程、炭化したバイオマスの種類、バイオ炭の化学性や土壌の特性がGHG放出に強く影響している (Lehmann, 2007) . Bruun et al. (2002) の試験に用いられたバイオ炭の原料は麦わらで、短時間の炭化により N_2O 放出量を減少させた。 N_2O 放出量を増大させたバイオ炭の原料は、畜ふん尿 (Singh et al., 2010) やトウモロコシ (Xie et al., 2013) であった。Singh et al. (2010) の結果は、バイオ炭の原料が似ていることから、本研究と近い可能性がある。したがって、脱水ケーキ炭の原料とゆっくりした炭化速度が本試験におけるガス発生量の増加につながったと考えられる(第5-3図a, b) .

脱水ケーキ炭の施用により CO_2 発生量が増加した主な理由は、脱水ケーキ炭に含まれる易分解性炭素の微生物分解か非生物的な炭素の放出に起因する土壌呼吸速度の増加が原因かもしれない (Zimmerman et al., 2011 ; Jones et al., 2012) .

バイオ炭の施用により、土壌有機炭素量が増加したとの報告が多数見られる (Kolb et al., 2009 ; Prabha et al., 2013 ; Xie et al., 2013) . 一部の研究者は、土壌へのバイオ炭の施用が土壌にもともと存在する有機物 (以下、SOMと表記) の分解に対して正のプライミング効果を引き起こす可能性があるとして指摘している。10年間の圃場埋設試験により、Wardle et al. (2008) は、試験期間を通じてバイオ炭そのものは見かけ上ほとんど分解されなかったが、バイオ炭が土壌中の腐植の分解を促進したように見えたとして報告している。SOMの無機化に対するバイオ炭の影響は、バイオ炭の炭化温度に影響される。250~400℃の低温で炭化されたバイオ炭は炭素の分解を促進し、525~600℃の高温で炭化

されたバイオ炭は、土壌において炭素の分解を抑制した (Saarnio et al., 2013) . 高温で炭化されたバイオ炭は、多くの芳香族炭素を含み、カルボキシル炭素が少なく、低温で炭化されたバイオ炭と比べてより化学的に安定していることが明らかになっている (Bruun et al., 2008) . 低温で炭化されたバイオ炭は、炭化の十分でない炭化水素を含んでいる (Bruun et al., 2011) . 本研究に供した脱水ケーキ炭は、330~370℃という比較的低温で炭化されたことから、炭素の無機化を促進した可能性があり、これにより CO_2 放出量が増加したと考えられ、この結論に一致する(第5-3図b, 第5-4表) .

Bruun et al. (2011) は、窒素に富んだバイオガス残さを施用した土壌からの CO_2 放出量は、無施用の土壌と比べて増加しなかったと報告しているが、本研究では、脱水ケーキ炭施用量が増えるほど、 CO_2 放出量は増加した。炭化の十分でない炭化水素の分解と脱水ケーキ炭の施用による有効態炭素の増加が、 CO_2 の生成を増加させた(第5-3図b) .

5. 植物バイオマスと作物の収量に関する考察

バイオ炭の施用は、作物の収量を増加させるか (Kammann et al., 2012 ; Rajkovich et al., 2012 ; Saarnio et al., 2013 ; Singla and Inubushi, 2014a) , 減少させる (Zwieten et al., 2010 ; Rajkovich et al., 2012 ; Xie et al., 2013) が、バイオ炭の原料、炭化条件、土壌の種類、作物の種類など様々な要因に影響される (Kolb et al., 2009 ; Bruun et al., 2012) . 有機態炭素の施用は土壌微生物活性を高め、養分のリサイクルを活発にする可能性がある (Antil et al., 2009) . さらにある種の酵素、例えばアルカラインホスフォターゼ、アミノペプチダーゼ、N-アセチルグルコースアミニダーゼ、ウレアーゼといったものの活性が土壌に有機物を施用することにより高まったとの報告が見られる (Goyal et al., 1999 ; Bailey et al., 2010) . 同様な酵素活性の向上が土壌へのDL施用により認められ (Singla et al., 2013 ; Singla and Inubushi, 2014b) , 収量の増加が本研究においてはBL区で認められた。どちらの区においてもCF区と比べて作物収量は増加した(第5-4表) .

土壌へのバイオ炭の施用が作物収量を増加させ、 N_2O 放出量を減少させたとの報告が一部認められる (Kammann et al., 2012 ; Saarnio et al., 2013) . 興味深いことに、バイオ炭の施用が N_2O 放出量を増加させ、作物収量を増加させなかったとの報告も認められる (Xie et al., 2013) . この結果は本研究のBM区とBH区に当てはまる。どちらの区においてもDL区およびBL区と比べて収量は低下した。しかし、どちらの区の収量もCF区との有意差は認められなかった(第5-4表) .

Rajkovich et al. (2012) は、乳牛ふん尿、製紙残さおよび食品残さから作られたバイオ炭を多量施用した区で、収量

が減少したと報告している。一方、Zwieten et al. (2010) は、製紙工場廃棄物を原料としたバイオ炭の施用が収量に及ぼす結果は、作物の種類によって異なると報告している。硝化もしくは脱窒による N_2O -N損失の増加(Xie et al., 2013) は、バイオ炭を多量施用した区で収量が増えない理由の一つである可能性がある(第5-3図a)。バイオ炭の表面への無機態窒素の吸着も、バイオ炭を多量施用した区で作物収量が減少するメカニズムである可能性があり(Steiner et al., 2008)、これにより作物の窒素吸収量が減少したかもしれない(Rajkovich et al., 2012; Xie et al., 2013)。農業において、窒素が作物の生育を制限する最も重要な養分であることも知られている(Ebid et al., 2008; Amkha et al., 2009; Singla et al., 2013)。これは対照区で最も収量が低い理由である(第5-4表)。

バイオ炭の多量施用が作物の生育に影響した別の理由としては、バイオ炭に含まれるナトリウムの存在が考えられる(第5-2表)。ナトリウムによる作物生育の低下は、土壌水の浸透ポテンシャルの増大により、作物の水吸収量が減少するために引き起こされる(Rajkovich et al., 2012)。

6. まとめ

濃縮液肥の施用が N_2O および CO_2 の放出と土壌無機態窒素量に及ぼす影響は、化学肥料と同程度であった。しかしながら、濃縮液肥を施用した土壌は、化学肥料を施用した土壌と比べて、有機態炭素量が増加し、全体的な収量も優った。このことは、結果の信頼性を高めるための圃場試験が必要とはいえ、化学肥料の代わりに濃縮液肥を施用したコマツナの栽培が可能であることを示している。脱水ケーキ炭施用の影響は、その施用量により異なった。脱水ケーキ炭の施用量が多いほど、土壌の有機態炭素量、 N_2O および CO_2 放出量が増加した。脱水ケーキ炭の少量施用は作物収量に影響せず、中量および多量施用は作物収量を減少させた。

第4節 脱水ケーキ炭の施用が土壌の炭素貯留量に及ぼす影響

1. はじめに

バイオ炭の利用目的の一つとして、温室効果ガスである CO_2 を削減するために、そのままでは土壌中で簡単に分解されてしまう植物バイオマスを炭化して、土壌に炭素を貯留することが挙げられる(Lehmann, 2007)。バイオ炭に含まれる炭素の安定性は炭化温度による影響が大きく、高温で炭化されたバイオ炭は、多くの芳香族炭素を含み、カルボキシル炭素が少なく、低温で炭化されたバイオ炭と比べてより化学的に安定している(Bruun et al., 2008)との報告や、低温で炭化されたバイオ炭は、炭化の十分でない炭化水素を含んでいる(Bruun et al., 2011)との報告が認められる。

そこで、比較的低温で炭化されている脱水ケーキ炭の土壌中における安定性を評価し、その施用が土壌炭素貯留量に及ぼす影響を明らかにする。

2. 材料および方法

試験に供した脱水ケーキ炭は、第3章で取り上げたものと同一で、乳牛ふん尿と野菜残さを現物重で約7:1の割合で混合し、メタン発酵した消化液の脱水ケーキを(中村ら, 2007a)、過熱水蒸気中で炭化して製造されたものである。炭化温度は230~330°C、処理時間は6~7分間である(迫田ら, 2007)。

1/5,000aワグネルポット(底部排水栓開放)に湿重量で黒ボク土(触感土性L) 2.5 kgもしくは褐色低地土(触感土性LS) 5.0 kgを入れ、千葉県農林総合研究センター内のハウス圃場においてコマツナ(品種:夏楽天)を無加温で栽培した。供試土壌の化学性は第3-2表に示した。

試験区は、脱水ケーキ炭をポット当たり4.7 g(全リン酸で347.9 mg- P_2O_5 相当)施用した脱水ケーキ炭区(以下、BC区)、脱水ケーキ炭をポット当たり14.1 g施用した脱水ケーキ炭3倍区(以下、BC3倍区)、リン酸肥料を施用しない無リン酸区とした。ポット当たりの全炭素施用量は、BC区が1,582 mg、BC3倍区が4,746 mgであった。窒素および加里はすべての試験区にポット当たり300 mgをそれぞれ硫酸および塩化加里で施用した。

試験規模は1区3ポットで3反復とした。2010年12月21日にポット当たり13粒を播種し、2011年1月12日にポット当たり5株に間引いた。かん水は土壌の表面が乾かない程度に適宜行った。2011年3月10日にコマツナを収穫し、栽培を終了した。

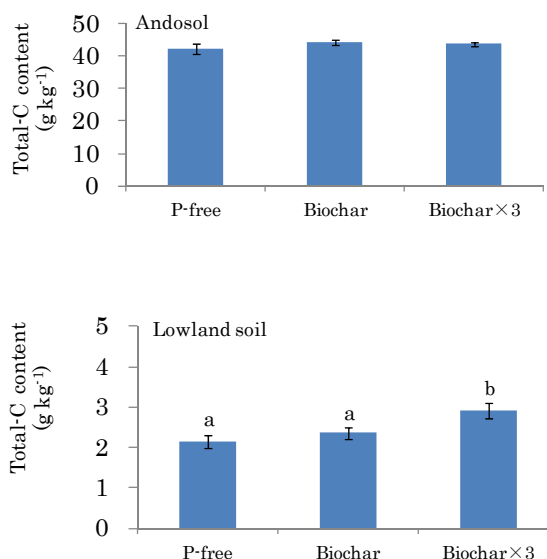
コマツナの栽培終了後にポット内のすべての土壌をサンプリングした。風乾、粉碎後に、全炭素含量を乾式燃焼法(土壌環境分析法編集委員会, 1997, SUMIGRAPH NC900, 住化分析センター製)で測定した。

3. 結果

栽培終了後の土壌における全炭素含量は、黒ボク土においては、無リン酸区が42.3 g kg^{-1} 、BC区が44.2 g kg^{-1} 、BC3倍区が43.7 g kg^{-1} であった(第5-5図)。試験区間における有意差は認められなかった。褐色低地土においては、無リン酸区が2.2 g kg^{-1} 、BC区が2.4 g kg^{-1} 、BC3倍区が2.9 g kg^{-1} であった。BC3倍区的全炭素含量は、無リン酸区およびBC区と比較して有意に増加した。

4. 考察

ポットに充填した土の湿重量は、黒ボク土が2.5 kg、褐色低地土が5.0 kgであることから、千葉県の畑地の作土における一般的な黒ボク土の仮比重0.67、褐色低地土の仮比重0.93(千葉県・千葉県農林水産技術会議, 2011)を乗じて、ポット当たりの乾土重は黒ボク土が1.68 kg、褐色低地土が



第5-5図 脱水ケーキ炭を施用したコマツナ栽培跡
土壌における全炭素含量

Error bars denote S.D. (n=3), Different letters denote significant differences (P<0.05) among the plots according to a Tukey's HSD test

4.65 kgとなる。ポット当たりの全炭素施用量は、BC区が1,582 mg, BC3倍区が4,746 mgである。乾土1kg当たりの全炭素施用量を算出すると、黒ボク土においては、BC区が0.94 g, BC3倍区が2.83 gとなる。同様に、褐色低地土においては、BC区が0.34 g, BC3倍区が1.02 gとなる。本試験に供した黒ボク土の乾土1kgに含まれる全炭素量は、無リン酸区で42.3 gであり、脱水ケーキ炭で添加した0.94~2.83 gと比べて遙かに大きいことから、栽培後土壌における全炭素含量の有意な増加は認められなかったと考えられる。一方、褐色低地土の乾土1 kgに含まれる全炭素量は、無リン酸区で2.2 gであり、脱水ケーキ炭で添加した0.34~1.02 gと近い。したがって、脱水ケーキ炭の添加による全炭素量の増加が明らかに認められたと判断される。

バイオ炭により土壌に添加された炭素は、ほとんど分解されず、1,000年単位で土壌中に残存するとされている(Kuzyakov, 2014)。しかし、本試験の褐色低地土においては、乾土1 kgに対して、BC区では添加した炭素量が0.34 gであったが、増加した土壌全炭素量は0.2 g, BC3倍区では添加した炭素量が1.02 gであったが、増加した土壌全炭素量は0.7gであった。このように、脱水ケーキ炭によ

り土壌に添加された炭素の一部は土壌に貯留されない可能性が高い。この現象は、前節で記した脱水ケーキ炭の施用量が多いほど、土壌からのCO₂放出量が増加したという事実とも一致する(第5-3図b)。この原因は、脱水ケーキ炭の炭化温度が低いことから、炭化の十分でない炭化水素の分解が生じたことと、有効態炭素の増加によるものと推察される。

5. まとめ

黒ボク土もしくは褐色低地土に脱水ケーキ炭を施用して、約70日間、コマツナをポット栽培した。栽培跡の土壌において増加した全炭素量と、脱水ケーキ炭により施用した炭素量を比較すると、黒ボク土では、もともと土壌に含まれる炭素量が多いため、脱水ケーキ炭の施用による土壌炭素量の増加は判然としなかった。褐色低地土では、脱水ケーキ炭の施用により土壌炭素量が増加した。しかし、脱水ケーキ炭により施用した炭素量が乾土1 kgあたり0.34~1.02 gであったのに対し、増加した土壌炭素量は、乾土1 kgあたり0.2~0.7 gにとどまった。このことから、230~330 °Cという比較的低温で炭化された脱水ケーキ炭に含まれる炭素の一部が土壌中で分解されたと推察される。