



Title	牛ふん堆肥ペレットの黒ボク土畑への施用に伴う一酸化二窒素の発生およびその発生制御に関する研究
Author(s)	山根, 剛
Degree Grantor	北海道大学
Degree Name	博士(農学)
Dissertation Number	乙第7103号
Issue Date	2020-09-25
DOI	https://doi.org/10.14943/doctoral.r7103
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/96093
Type	doctoral thesis
File Information	Tsuyoshi_Yamane.pdf



牛ふん堆肥ペレットの黒ボク土畑への施用に伴う
一酸化二窒素の発生およびその発生制御に関する研究

山 根 剛

目 次

第 1 章 緒言	1
第 2 章 研究史	3
農地への窒素施肥に伴う N_2O の発生に関する研究	
・ 一酸化二窒素 (N_2O) について	
・ 発生要因について	
・ 有機物施用による N_2O 発生	
第 3 章 材料および方法	10
第 1 節 圃場試験概要.....	10
第 2 節 圃場試験における N_2O フラックスの測定.....	10
第 3 節 室内培養試験における N_2O 濃度の測定.....	11
第 4 章 堆肥のペレット化に伴う土壌への施用後の N_2O の発生実態	12
第 1 節 はじめに	12
第 2 節 堆肥の形態が N_2O 発生へ及ぼす影響.....	12
第 1 項 材料および方法	
第 2 項 結果および考察	
第 3 節 窒素付加堆肥ペレット施用時の N_2O 発生.....	15
第 1 項 材料および方法	
第 2 項 結果および考察	
第 4 節 結論	21
第 5 章 堆肥ペレットにおける硝化と脱窒による N_2O 生成	22
第 1 節 はじめに	22
第 2 節 堆肥の形態が N_2O 発生へ及ぼす影響.....	22
第 1 項 材料および方法	
第 2 項 結果および考察	
第 3 節 窒素付加堆肥ペレット施用時の N_2O 発生.....	24
第 1 項 材料および方法	
第 2 項 結果および考察	

第4節 結論	27
第6章 窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減メカニズムの解明	28
第1節 はじめに	28
第2節 pH の影響.....	28
第1項 材料および方法	
第2項 結果および考察	
第3節 無機態窒素の影響.....	34
第1項 材料および方法	
第2項 結果および考察	
第4節 結論	40
第7章 堆肥ペレットの施用に伴う N_2O 発生の更なる低減対策	42
第1節 はじめに	42
第2節 N_2O 発生低減に向けた堆肥ペレットの作成および室内培養試験による発生低減 効果の検証	42
第1項 材料および方法	
第2項 結果および考察	
第3節 キャベツ栽培圃場における実証試験（窒素付加堆肥ペレットおよび尿素添加堆 肥ペレットの利用）	48
第1項 材料および方法	
第2項 結果および考察	
第4節 コマツナ栽培圃場における実証試験（尿素混合堆肥ペレットおよび尿素・石灰 窒素混合堆肥ペレットの利用）	58
第1項 材料および方法	
第2項 結果および考察	
第5節 結論	63
第8章 総合考察	65
堆肥ペレットの作物生産への利用と土壌への施用に伴う N_2O 発生の低減方法について	
第9章 要約	70
引用文献	73
謝 辞	78

図表タイトル一覧

第 1 章

図 1-1 我が国の農耕地単位面積当たりの家畜排泄物の負荷量

第 3 章

表 3-1 試験圃場の土壌理化学性

第 4 章

図 4-1 圃場試験における N_2O -N ガスフラックス推移

図 4-2 室内培養試験における各処理区の N_2O 発生推移

図 4-3 圃場試験における各処理区の降雨量、土壌水分 (WFPS)、地温、 N_2O 発生の推移

表 4-1 供試堆肥の成分 (室内試験、圃場試験)

表 4-2 圃場試験における耕種概要

表 4-3 圃場試験における各処理区の堆肥施用量、炭素および窒素施用量

表 4-4 圃場試験における各供試堆肥の理化学性成分

表 4-5 圃場試験における各処理区の堆肥施用量、炭素および窒素施用量

表 4-6 圃場試験における各処理区の N_2O 発生量および窒素施用量に対し N_2O として発生した窒素量の割合 (N_2O 発生率)

第 5 章

図 5-1 異なる土壌水分における堆肥ペレット混和土壌の N_2O 発生 (A) および堆肥ペレット水分 (B) の推移

図 5-2 2007 年秋作試験における土壌ならびに堆肥ペレット中の脱窒菌数 (A)、硝化菌 (アンモニア酸化菌 (B)、亜硝酸酸化菌 (C)) 数

第 6 章

図 6-1 堆肥の pH を異なる条件にした場合の N_2O -N (a, f)、 NO_2 -N (b, g)、 NO_3 -N (c, h)、 NH_4 -N (d, i) pH (e, j) の推移

図 6-2 異なる濃度の硝酸カリウム溶液を堆肥ペレットへ添加した際の N_2O -N 発生推移 (室内培養試験)

図 6-3 堆肥の硝酸態窒素量と培養期間中の積算 N_2O -N 発生量との関係

図 6-4 異なる濃度の硫酸アンモニウム溶液ならびに硫酸アンモニウム・硝酸カリウム混合溶液を堆肥ペレットへ添加した際の N_2O -N 発生推移 (室内培養試験)

図 6-5 異なる濃度の硝酸カリウム溶液ならびに硫酸アンモニウム・硝酸カリウム混合溶液を堆肥ペレットへ添加した際の培養期間中 (14 日間) の堆肥の無機態窒素含量および pH の推移 (室内培養試験)

表 6-1 室内培養試験における積算 N_2O -N 発生量

表 6-2 異なる濃度の硝酸カリウム溶液を堆肥ペレットへ添加した際の培養 1 日後の N_2O -N 発生値および培養期間中 (14 日間) の積算 N_2O -N 発生量 (室内培養試験)

表 6-3 異なる濃度の硫酸アンモニウム溶液ならびに硫酸アンモニウム・硝酸カリウム混合溶液を堆肥ペレットへ添加した際の培養 1 日後の N_2O -N 発生値および培養期間中 (14 日間) の積算 N_2O -N 発生量 (室内培養試験)

第7章

- 図 7-1 試作した堆肥ペレットからの N_2O-N 発生推移（室内培養試験）
- 図 7-2 圃場試験における (a) 地温、(b) 土壌水分および降水量、(c) N_2O-N 発生の推移
- 図 7-3 堆肥ペレット区の基肥施用後（基肥施用から 1 ヶ月以内）における N_2O-N 発生と (a) 土壌水分（WFPS）および (b) 地温との関係
- 図 7-4 無窒素区を除く全処理区の追肥後（追肥施用～残さすき込み前）における N_2O-N 発生と (a) 土壌水分（WFPS）および (b) 地温との関係
- 図 7-5 全処理区の残さすき込み後における N_2O-N 発生と (a) 土壌水分（WFPS）および (b) 地温との関係
- 図 7-6 コマツナ栽培圃場試験における N_2O-N 発生、地温および土壌水分の推移
- 表 7-1 試作した堆肥ペレットの概要
- 表 7-2 試作した堆肥ペレットからの積算 N_2O-N 発生量
- 表 7-3 圃場試験における各供試堆肥の理化学性成分
- 表 7-4 圃場試験の栽培履歴
- 表 7-5 圃場試験における各処理区の堆肥施用量、炭素および窒素施用量
- 表 7-6 圃場試験の堆肥施用区における窒素、リン酸、カリウムの肥効率
- 表 7-7 秋作 I における各処理区の N_2O-N 積算発生量
- 表 7-8 秋作 II における各処理区の N_2O-N 積算発生量
- 表 7-9 春作における各処理区の N_2O-N 積算発生量
- 表 7-10 作付期間の N_2O 排出係数
- 表 7-11 作物残さすき込み後の作物残さ由来の窒素量あたりの N_2O-N 発生量
- 表 7-12 供試堆肥ペレットの理化学性
- 表 7-13 コマツナ栽培圃場試験における各処理区の堆肥ペレットおよび窒素投入量
- 表 7-14 コマツナ栽培圃場試験における各処理区の積算 N_2O-N 発生量および N_2O 排出係数
- 表 7-15 コマツナ栽培圃場試験における作物体重量、窒素吸収量

第8章

- 表 8-1 窒素肥料を堆肥へ混合する際の考慮すべき点とその対処法

第1章 緒言

九州地域は日本の農業産出額の約2割を占める重要な農業地域である（農林水産省 九州農政局 2019）。農業経営の中でも畜産のウェイトが高く、平成30（2018）年の統計（農林水産省 2019）では全国の家畜飼養頭数に対して九州の占める割合は、肉用牛で36%、豚で31%、ブロイラーで50%、また、南九州の2県（宮崎県・鹿児島県）だけでも、肉用牛で23%、豚で23%、ブロイラーで40%となり、大きな割合を占めている。家畜飼養頭数が高いことは同時に農地単位面積あたりの家畜排せつ物量が大きいことを意味し、それに伴う地下水系への窒素溶脱など環境負荷が懸念される。図1-1は我が国における農耕地単位面積当たりの家畜排泄物の負荷量を示している。図より中九州から南九州にかけて、特に南九州で家畜排せつ物負荷量が大きく、これらを低減するには、家畜排せつ物の適正処理および有効利用が重要となる。図のデータは1994年のデータであるが、近年の農林水産省の面積調査および畜産統計調査（2019年2月入手）によれば、九州地域において、1994年と比較すると、近年（2016年）の経営耕地面積は15%減少、同年の家畜飼養頭数は乳用牛で41%、肉用牛で10%、豚で5%それぞれ減少しており、耕地面積と家畜飼養頭数の減少割合の関係から、耕地面積あたりの家畜排せつ物の負荷は、乳用牛で少なくなっているが、肉用牛や豚ではやや大きくなったと考えられる。家畜によって負荷の傾向は異なるものの、前述したように全国に占める家畜飼養頭数の割合が高いことから、九州では依然として家畜排せつ物による環境への負荷軽減は重要な課題となっている。

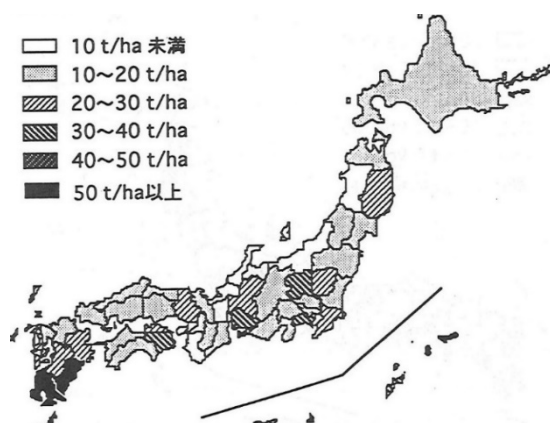


図1-1 我が国の農耕地単位面積当たりの家畜排泄物の負荷量（築城・原田（1997）より抜粋）

堆肥ペレットは通常のバラ状の堆肥を圧縮し、小粒状に成型・乾燥させたもので、容積や重量が減少することから、堆肥の取扱性はもとより、輸送性、貯蔵性、機械散布適正が改

善する。これまでに堆肥ペレットの製造方法(薬師堂 2003)や各種作物への利用(松元 1999)について研究が行われてきた。南九州などの家畜ふん尿が偏在する地域において、家畜ふん尿を堆肥化し、その堆肥をペレットに成型して、畑地への有機物施用を必要とする他地域へ輸送し、広域流通を促進することで、家畜ふん尿の過剰施用に伴う環境負荷が低減することが期待される。また、取扱性や機械散布適性等の向上により、耕種場面で利用しやすいため、家畜ふん尿の有効利用への貢献も期待される。

一酸化二窒素(N_2O)は二酸化炭素(CO_2)やメタン(CH_4)と共に主要な温室効果ガスの一つである(IPCC 2014)。また、オゾン層破壊物質としても知られている(Ravishankara *et al.* 2009)。窒素成分を含む化学肥料や有機質資材等を土壌へ施用した際に N_2O が発生することが多くの研究で報告されている。 N_2O は主に微生物反応である硝化や脱窒によって生成する(Bremner 1997)。Syakila and Kroeze (2011)によれば、2006年の全世界的な年間 N_2O 発生量は $18.8 \text{ Tg N year}^{-1}$ で、そのうち人為的起源で発生するものは約45%の $8.3 \text{ Tg N year}^{-1}$ と推計された。この人為的起源により発生する N_2O のうち約6割の $5.3 \text{ Tg N year}^{-1}$ が農業の食糧生産場面(化学肥料、家畜排せつ物、作物残さの土壌施用等による直接排出、および溶脱や大気降下した窒素等による間接排出)に由来すると推定され、施肥等の土壌管理を適正に行い、農業に由来する N_2O の発生を抑制することで、環境負荷低減に貢献することが期待される。

堆肥ペレットは家畜排せつ物由来の有機質資材であり、これらを土壌へ施用することにより N_2O が発生することが考えられる。しかし、堆肥ペレットを施用した圃場における N_2O の発生についての情報は、堆肥ペレット利用場面での環境負荷を評価する上で重要であるが、調査はごく少数である(Cabrera *et al.* 1994a, b、井上・渋川 2008、Hayakawa *et al.* 2009)。そこで、本研究では、家畜排せつ物が過剰に存在し、これらの適正処理および利用が喫緊の課題となっている九州地域において、家畜排せつ物の有効利用の促進やそれに付随する環境負荷の低減を目指し、堆肥ペレットの利用に伴う N_2O の発生やその発生制御について調査した。具体的には、第2章で N_2O 発生へ及ぼす要因や有機物施用に伴って発生する N_2O 発生についてこれまでの知見を整理し、第3章で本研究に関する全般的な試験材料や方法を概説した。第4章で堆肥ペレット施用に伴う発生実態、そして第5章、第6章で発生に影響を及ぼす要因を明らかにし、これを踏まえて第7章で N_2O 発生が少ない堆肥ペレット利用技術の開発を行った。第8章では以上の研究から得られた結果をもとに作物生産において堆肥ペレットを利用する際の N_2O 発生低減方法について考察した。

第2章 研究史

農地への窒素施肥に伴う N_2O の発生に関する研究

・一酸化二窒素 (N_2O) について

N_2O は CO_2 、 CH_4 とともに主要な温室効果ガスの一つで、2010 年における人為的な温室効果ガス全発生に対する寄与率は 6.2% (IPCC 2014)、また 21 世紀で最も重要なオゾン層破壊物質であると推定されている (Ravishankara *et al.* 2009)。人為的に発生する N_2O を削減することは、地球温暖化やそれに伴う気候変動のリスクを低減するとともにオゾン層破壊の抑制にも貢献し、人間や自然生態系への深刻な影響を回避するために重要であると考えられる。Syakila and Kroeze (2011) によれば、2006 年の全世界的な年間 N_2O 発生量は $18.8 \text{ Tg N year}^{-1}$ と推定され、そのうち約 45% の $8.3 \text{ Tg N year}^{-1}$ が人為的起源からの発生である。人為的発生のうち 64% の $5.3 \text{ Tg N year}^{-1}$ が農業からの発生（土壌からの直接排出、畜産からの発生、間接排出）で、その中で土壌からの直接排出は $1.8 \text{ Tg N year}^{-1}$ と推定され、農業からの発生の 1/3、人為的発生の約 2 割を占める。このことは、適正な土壌および施肥管理を行うことにより、人為的に発生する N_2O を大きく削減できる可能性があることを示している。 N_2O の発生源は、硝化や脱窒などの微生物活動による生物的発生と化学的脱窒などの非生物的発生があるが、前者の方が主要であると考えられている (Bremner 1997)。

・ N_2O の発生要因について

a) 水分

前述のように N_2O は主に硝化や脱窒などの微生物反応により発生すると考えられており、硝化は好氣的環境で、脱窒は嫌氣的環境で優占して発生し、水分が高いほど土壌等の発生場所が嫌氣的になり易くなることから、水分は N_2O の発生源が硝化か脱窒のどちらが支配するかを決定する重要な因子である。また、脱窒が優占した場合に N_2O が多量発生することが多い (Kusa *et al.* 2002)。 N_2O 発生と関連する水分の指標として WFPS (Water filled pore space ; 孔隙に占める体積水分の割合) があり、WFPS が 60% 以上で脱窒が主要な発生源となり、80% を超えると N_2O が還元され、 N_2 が主要な発生産物となる (Davidson 1991)。また、硝化の最適な水分は WFPS が概ね 30~70% の範囲である (Davidson 1991)。他にも同様の報告があり、Bateman and Baggs (2005) は、安定同位体で標識した窒素源の利用やアセチレン阻害法を組み合わせ、異なる土壌水分における脱窒、硝化の寄与について調査したところ、WFPS 70% では脱窒が、WFPS 35-60% では硝化が主要な発生源であることを示した。

Baral *et al.* (2016) は、 ^{15}N で標識した硝酸塩を用い、異なる土壌水分で堆肥を施用した土壌からの N_2O 発生源について培養試験を行い調査したところ、WFPS 70%、80%では脱窒が、WFPS 60%では硝化が主要な発生源であることを示した。

b) 温度

前述の通り N_2O の主要な発生源は微生物反応であることから、温度も N_2O 発生に影響を及ぼす。脱窒速度は温度の上昇とともに増加し、10~35°Cの範囲では Q_{10} 値は約 2 で、65~70°Cまで脱窒速度は増加し、それ以上の温度では急激に減少することが報告されている（西尾 1994）。また、硝化は一般に 25~30°Cが最適で、15°C以下あるいは 40°C以上で著しく遅れるといわれている（甲斐 1981）。

c) 無機態窒素

アンモニア態窒素は硝化における電子供与体、硝酸態窒素（亜硝酸態窒素）は硝化の最終産物であり、また、脱窒の電子受容体となりうることから、 N_2O 発生とも関連する。また、高濃度の硝酸態窒素の存在により、脱窒における N_2O から N_2 への還元が阻害されることが報告されている（Blackmer and Bremner 1987）。

d) (有機態) 炭素

有機物は脱窒の電子供与体となりうるため、脱窒による N_2O 発生を促進する。Burford and Bremner (1975) は、脱窒能と土壌中の全炭素 ($r=0.77$) は有意な正の相関関係が、そして水溶性の有機炭素 ($r=0.99$) とはさらに高い正の相関があることを示した。

e) C/N 比

C/N 比は微生物によって有機物が分解して生じた無機態窒素の供給パターンを推定する指標として重要な因子である。一般的に C/N 比が低いほど無機態窒素の供給が早く、C/N が高いほど窒素の供給が緩慢で、初期に微生物による窒素の取り込み（有機化）が起こる場合もある（広瀬 1973）。後述のように（Akiyama and Tsuruta 2003、Chen *et al.* 2013、He *et al.* 2019）、C/N 比と N_2O 発生は負の関係を示すことが多く報告されている。

f) pH

N_2O は主に微生物反応であることから、pH 条件が発生へ影響を及ぼす可能性がある。脱窒は pH7.0-8.0 で最適であると報告されている（Knowles 1982）。硝化は pH7 前後が最適で、pH5 以下および 10 以上では著しく阻害される（甲斐 1981）。また、低 pH（酸性）条件では脱窒における N_2O から N_2 への還元が阻害される（Knowles 1982）。pH の N_2O 発生への影響に関する報告は多数あり、Weslien *et al.* (2009) は森林土壌で pH3.6-5.9 の範囲において、年

間平均 N_2O 発生量が pH と負の相関があることを報告した一方、Yamulki *et al.* (1997) は草地土壌で、pH3.9、5.9、7.6 の条件において、酸性が高まるにつれ N_2O フラックスが低くなることを示した。

g) 土壌特性

砂質土壌よりも粘土で N_2O 発生が高いことが報告されている (Van Groenigen *et al.* 2004)。粘土では脱窒が、砂質土壌では硝化が主要な発生源となり、発生量が異なることが考察されている (Rochette *et al.* 2008)。Akiyama *et al.* (2006) は、日本の農耕地における N_2O の発生データを収集し、排水性の良い土壌（黒ボク土、黄色土等）および排水性不良土壌（褐色低地土、灰色低地土等）に分け、 N_2O の排出係数を算出したところ、それぞれ $0.32 \pm 0.49\%$ 、 $1.40 \pm 0.95\%$ となり、排水性の良好な土壌の方が有意に低い値となった。Nishina *et al.* (2015) は、日本全国の土壌タイプが様々な 10 の試験圃場において、施肥由来の N_2O 排出係数を調査したところ、大まかに土壌が黒ボク土か非黒ボク土かで 2 つに分かれ、前者 (0.49%) の方が後者 (2.67%) より低いことを報告した。

・有機物施用による N_2O 発生

有機物施用と化学肥料施用の N_2O 発生で異なる点として、有機物は 1) 易分解性有機物等の炭素を含む、2) 化学肥料と比べ窒素の放出が緩慢であることが挙げられる。1) については前述したように、易分解性有機物は N_2O の発生源である脱窒の電子供与体となり、脱窒による N_2O 発生を促進すると考えられる。2) について、特に C/N 比が高く難分解性のものは窒素供給が不十分となり、硝化や脱窒の律速となって N_2O 発生に影響を及ぼす可能性がある。

以下、有機物を a) 堆肥 (manure)、b) 有機質肥料、c) 作物残さに分けてこれまでに文献で報告された研究について紹介する。最後に本研究と最も関係のある d) ペレット堆肥の施用による N_2O 発生に関する研究を紹介する。

a) 堆肥 (manure) 由来の N_2O 発生

堆肥 (manure) を施用して作物栽培した際の N_2O 発生も含む環境への影響について、化学肥料施用時と比較してメタアナリシスした報告によれば、両者の間に統計的に有意な差は見られなかった。O'Brien and Hatfield (2019) は、58 の研究を対象に乳牛堆肥 (Dairy manure) と化学肥料を施用した際の N_2O 発生量と窒素溶脱について比較したところ、堆肥施用の方が N_2O 発生は高く、窒素溶脱が少ない傾向であるが、両者の間に有意な差は見ら

れなかった。Luo *et al.* (2019) は、39 の研究について、化学肥料施用に対する豚ふん堆肥 (Swine manure) の効果を調査したところ、化学肥料より豚ふん堆肥の方が 3.5% 高かったが、効果は有意でなかった。

N₂O の発生は主に微生物反応であることから、微生物活性に影響を及ぼす施用時の温度や水分条件は重要な因子である。施用時の温度や水分条件は同時に N₂O の間接排出源となり得るアンモニア揮散や硝酸態窒素溶脱にも影響を及ぼす。また、作物の栄養吸収に合わせて堆肥を適宜に施用することにより、土壌へ残留する窒素成分を減少させ、N₂O の発生や硝酸態窒素の溶脱 (N₂O の間接排出) の低減へ貢献することが考えられる。以下に堆肥施用のタイミングと施用による N₂O 発生に関する研究事例について紹介する。

Bell *et al.* (2016) は、スコットランドの冬小麦栽培圃場において堆肥の施用時期が N₂O 発生に及ぼす影響を調査したところ、年間 N₂O 発生量 (堆肥施用から 12 ヶ月間) は春施用 (2013 年 4 月) よりも秋施用 (2012 年 10 月) で有意に高かった。この原因として、春よりも秋に降雨が多く土壌水分が高かったこと、施用方法の違い (春は表面散布であるのに対し、秋では堆肥施用後すき込み) が影響したと推察された。

Bourdin *et al.* (2014) は、スラリーを施用した場合、化学肥料 (硝酸アンモニウムカルシウム) を施用した場合と比べ、アンモニア揮散 (N₂O の間接排出) を増加させるが、N₂O の直接発生は低く、また、施用時期を夏季からより低温で降雨量が少ない春季へ切り替えることは、アンモニア揮散や CO₂、N₂O を含む温室効果ガスの発生を緩和する上で有効であることを示した。

Mori and Hojito (2012) は、バーク・おがくず混合乳牛ふん堆肥ならびに化学肥料を施用した草地土壌からの N₂O 発生量を調査したところ、施肥前の 18 日間、施肥後 12 日間の積算降水量が N₂O 発生量に対する重要な因子であるとともに、施肥後 12 日間の日平均気温が 15°C を超えると劇的に N₂O 発生が増加することを示し、晩秋の堆肥施用や降水量や気温の高い夏季における窒素施用量の削減が N₂O 発生緩和に有効であることを示唆した。

b) 有機質肥料由来の N₂O 発生

Charles *et al.* (2017) は有機質資材施用に伴う N₂O 発生を調査した研究を全世界的に収集し、解析したところ (12 ヶ国 43 地点 422 観測事例、38 研究)、有機物施用による排出係数は $0.57 \pm 0.30\%$ となり、IPCC のデフォルト値 (1%) よりも低い結果となった。また排出係数の値により、有機質資材全体を 3 つにグループ分けしたところ、排出係数は以下のようになった；高リスクグループ (家畜スラリー、下水、バイオソリッド) $1.21 \pm$

0.14%、中リスクグループ（固形堆肥、コンポスト＋化成肥料、作物残さ＋化成肥料）
0.35±0.13%、低リスクグループ（コンポスト、作物残さ、製紙汚泥、ペレット）0.02±
0.13%。また、有機質資材の排出係数は化成肥料と組み合わせて施用することでより大き
くなった。

Aguilera *et al.* (2013) は、地中海性気候の作物栽培地域において有機質肥料を使用した
際の N₂O 発生について調査した研究報告（13 地点）をメタアナリシスしたところ、有機
質肥料を施用した時の N₂O 発生量は化成肥料を施用した時よりも有意に小さい（23%低
減）結果となった。ただし、有機質資材を固形のものとは液状のものに分けた場合、化成肥
料よりも有意に低かったのは、固形のもののみであった（28%低減）。

Akiyama and Tsuruta (2003) は、様々な有機物施用による黒ボク土からの N₂O および
NO 発生を調査したところ、資材施用後 30 日間の N₂O 発生量、NO 発生量の自然対数値は
施用資材の C/N 比と負の相関関係にあることを示した。また、資材施用後 30 日間の N₂O
発生量、NO 発生量は年次によって異なり、その原因として、調査期間の降雨パターンの
違いが推察された。

He *et al.* (2019) は多様な有機物を施用した亜熱帯茶園からの N₂O 発生量を調査したと
ころ、化学肥料（尿素）施用区と比べて、Soybean Cake Fertilizer（C/N 比：5.99）施用区で
有意に増加、家畜ふん堆肥（豚ふん堆肥（同：17.55）、牛ふん堆肥（同：12.99）、鶏ふん
堆肥（同：9.29））施用区で有意に減少し、各施用有機質資材の C/N 比と年間積算 N₂O 発
生量の間には負の相関関係があることが示された（P<0.01）。

c) 作物残さ由来の N₂O 発生

Chen *et al.* (2013) の解析によれば、残さによる N₂O 発生の効果（増加）は、残さの C/N
比と負の関係があり、残さの C/N 比が 45 以下の場合には N₂O 発生に対し正の効果があるこ
とを示した。残さによる N₂O 発生効果は、残さの炭素投入量や残さによる土壌呼吸に対す
る効果と正に関係し、土壌水分が WFPS 60～90%、土壌 pH が 7.1～7.8、粘土含量が 10%
以下の場合、正に作用し、土壌水分が WFPS 90%以上の場合、負に作用した。

Shan and Yan (2013) は 112 のデータセットを用い、対照区（残さ無施用）と比較し
て、残さ還元が N₂O 発生へ効果があるかどうか解析したところ、全データを用いた場合、
統計的に有意な差は確認されなかった。しかし、化学肥料の使用、残さの種類、施用方
法、土地利用形態でデータを分けた場合、残さ還元は N₂O 発生に対して有意に効果がある
ことが示された。化学肥料を併用した場合、水田で還元した場合は、対照と比べそれぞれ

有意に 11.7%、27.1%削減し、また、作物残さ単独（化学肥料併用なし）で還元した場合、畑地で還元した場合は、それぞれ有意に 42.1%、23.5%増加した。

d) ペレット堆肥の施用による N_2O 発生

Cabrera *et al.* (1994a) は、鶏ふん堆肥をペレット化したものと細粒状のものを土壤へ表面施用した時の N_2O 発生を 2 つの土壤水分で（water-filled porosity (WFP) 58、90%）室内培養試験により調査したところ、WFP 58%の細粒状堆肥で最も低い発生（施用窒素の 0.2%）となり、それ以外の処理区はほぼ同等の発生（施用窒素の 2.8%）となった。また、同様に両堆肥を土壤へ混和した時の N_2O 発生を室内試験により調査したところ

（Cabrera *et al.* 1994b、水分条件は WFP 55、90%）、WFP 55%の時はペレット堆肥（施用窒素の 6.8%）の方が細粒状堆肥（施用窒素の 5.5%）よりわずかであるが有意に高く、一方、WFP 90%では細粒状堆肥（施用窒素の 3.4%）の方がペレット堆肥（施用窒素の 1.5%）より高い発生となった。

井上・渋川（2008）は、化学肥料単独施用（化学肥料区）、化学肥料と鶏ふん堆肥あるいは鶏ふんペレット堆肥の併用（それぞれ通常堆肥区、ペレット堆肥区）で飼料作物を栽培し、 N_2O フラックスならびに脱窒フラックスを測定した。 N_2O フラックスについて、基肥、追肥施用後の降雨がみられた概ね翌日に発生ピークが確認されるが、ペレット堆肥区の発生ピークは他区と比べ著しく高く、栽培期間中の積算 N_2O 発生量も有意に多かった。 N_2O フラックスの増加が確認された調査日における 0~10 cm 層位（耕耘深）の脱窒フラックスはペレット堆肥区で他区よりも著しく高く、ペレット堆肥区の高い N_2O 発生について、脱窒由来の影響が大きいことが示唆された。

Hayakawa *et al.* (2009) は、鶏ふん堆肥、鶏ふんペレット堆肥、化学肥料を窒素成分が等量となるよう施用してコマツナを栽培した際の N_2O 発生について調査した。施用後の降雨のあとに鶏ふんペレット堆肥区で高い N_2O フラックスが確認され、積算 N_2O 発生量は鶏ふん堆肥区の 3.9 倍、化学肥料区の 7.1 倍となった。また、培養試験により、WFPS 30%、50%の 2 つの土壤水分条件で、鶏ふんペレット堆肥ならびにその粉碎物を施用した際の N_2O 発生量を調査したところ、堆肥の形態と土壤水分条件の相乗効果が認められ、WFPS 50%で鶏ふんペレット堆肥を施用した時の N_2O 発生量が最も高く、また、培養終了後の土壤の硝酸態窒素量も最も低かった。以上の栽培試験、培養試験の結果から堆肥ペレット内部における脱窒により N_2O が多量に発生することが示唆された。

以上から、堆肥ペレット施用による N_2O 発生は水分条件によって大きく影響を受け、また、井上・渋川（2008）や Hayakawa *et.al*（2009）の報告では、圃場へ堆肥ペレットを施用した時の N_2O 発生量は通常の堆肥や化学肥料の施用時よりも高く、脱窒による N_2O 発生が起こることが示唆されている。牛ふん堆肥など鶏ふん堆肥とは異なる有機物をペレット化した際の N_2O 発生や、水分以外の要因による N_2O 発生への影響、そして、堆肥ペレットの施用に伴って発生する N_2O の具体的な発生低減対策については未検討であるので、研究する必要があると考えられる。

第3章 材料および方法

第1節 試験圃場概要

本研究で実施した圃場試験は全て、国立研究開発法人農業・食品産業総合研究機構（農研機構）九州沖縄農業研究センター内の精密圃場（熊本県合志市、32°52'28.4"N、130°44'26.8"E）にて行われた。土壌は多腐植質厚層黒ボク土である。土壌の理化学性は表 3-1 の通りである。

表 3-1 試験圃場の土壌理化学性

全炭素 ¹⁾ (g kg ⁻¹)	全窒素 ¹⁾ (g kg ⁻¹)	pH (H ₂ O)
86.6	5.68	5.87

¹⁾全炭素、全窒素量は乾土あたりの成分量

第2節 圃場試験における N₂O フラックスの測定

一酸化二窒素 (N₂O) フラックスの測定については、全ての圃場試験で、アクリル製のチャンバー（縦 20cm×横 30cm 高さ 30cm）を用い、クローズドチャンバー法で測定した（八木、1997）。圃場にはチャンバーが設置できる幅 3cm の溝と下部に長さ 5cm の土壌挿入部分を持つチャンバー台座を設けた。チャンバーを台座へ設置後、直後（0 分）、15 分後、30 分後にチャンバー内のガスを 1L のテドラーバッグに 500mL 採取し、採取したガスの N₂O 濃度を電子捕獲型検出器（ECD）付ガスクロマトグラフ（GC-2014、（株）島津製作所）で測定し、N₂O フラックスを計算した。ガスフラックスは以下の式より求めた（八木、1997）。

$$F = \rho \times \frac{V}{A} \times \frac{dC}{dt} \times \frac{273}{273 + T} \times \frac{P}{1}$$

ここで F はガスフラックス (mg m⁻² h⁻¹)、 ρ は標準状態 (273 K、1 atm) におけるガス密度 (10⁶ mg m⁻³) で本研究では N₂O-N として 1.25、 V はチャンバーの体積 (m³)、 A はチャンバーの底面積 (m²)、 dC/dt は 1 時間の間に生じたチャンバー内空気のガス濃度変化 (10⁻⁶ m³ m⁻³ h⁻¹)、 T はチャンバー内気温 (°C)、 P は気圧 (atm) でここでは 1 atm とした。また、調査期間内の積算 N₂O-N 発生量は、調査期間内のガスフラックス値を用い、台形法により算出した。

ガスサンプリングは全て午前 9 時～12 時の間に行い、基肥施用から 1 週間後までに 2～7 回、基肥施用 1 週間後から 1 ヶ月後は概ね週に 1 回、基肥施用 1 ヶ月後から測定終了までは月に 2～3 回の頻度で行った。

ガスクロマトグラフでの分析は、キャリアガスにアルゴンベースの 5 %メタンガスを、分析カラムに Porapak P-Q を用い、カラムおよび検出器温度をそれぞれ 60 °C、300 °C として行った。

土壌水分はガスサンプリング終了後、各区画内の作土 (0~15cm) から 100 mL 採土管で土壌を採取し、乾熱法 (105°C) により測定した。ただし、第 7 章 第 4 節のコマツナ栽培圃場試験では、採土管の採取位置は試験圃場内の区画外 3 か所とした。WFPS (Water filled pore space) は、左記の採土管による乾熱法によって得られた仮比重、含水比の値から、下記の通り計算した。 $WFPS (\%) = \text{仮比重} \times \text{含水比} (g\ g^{-1}) / (1 - \text{仮比重} / 2.6) \times 100$ 。ここで、式中の 2.6 はこの試験圃場の土壌の真比重である。真比重は 100 mL 採土管で試験圃場の土壌を数点採取し、105°C 乾熱後の土壌の重量と三相分布を測定して固相率 (体積) を求め、重量を体積で除して算出した。

地温はガスサンプリング中、無窒素区において、温度データロガー (おんどとり TR-71Ui, (株) ティアンドデイ) のセンサー部分を土壌表面から 5 cm の深さに埋設し測定した。ただし、第 7 章 第 4 節のコマツナ栽培圃場試験では、試験圃場内の区画外 1 か所に温度データロガーのセンサー部分を土壌表面から 7.5 cm の深さに埋設して測定した。

第 3 節 室内培養試験における N₂O 濃度の測定

室内培養試験における N₂O 濃度の測定は下記の通りとした。まず、N₂O の測定時点で、培養試料を円柱状のアクリルチューブ (内径 6.4 cm、高さ 20 cm) に入れ、チューブの上下をゴム栓で密封した。なお、上側のゴム栓にはガス採取用のガラス管 (内径 4 mm、長さ 10 cm) が挿入されており、また、ガラス管の上部には気密性を保つためシリコン製のセプタムを装着した。所定の期間 30°C で培養後、チューブのヘッドスペースガス (ゴム栓部分を除いた体積: 内径 6.4 cm、高さ 13.5 cm) を採取し、ECD 付ガスクロマトグラフ (GC-15A、(株) 島津製作所) で N₂O 濃度を測定し、単位試料・単位時間あたりの N₂O 発生量を求めた。培養期間中の積算 N₂O 発生量は、該当する培養期間の全ての単位試料・単位時間あたりの N₂O 発生量の値から、台形法により算出した。各回 N₂O 濃度測定後はゴム栓を開け、アクリルチューブ内の空気を大気と交換した。また、培養期間中 N₂O 濃度を測定しない時は、培養試料をアクリルチューブから出し、乾燥防止のため、アルミホイルまたは採土管の上ぶたで覆って 30°C で培養した。

第4章 堆肥のペレット化に伴う土壌への施用後の N₂O の発生実態

第1節 はじめに

堆肥ペレットは取扱性や運搬性が通常の堆肥よりも優れており、南九州地域等の畜産振興地帯で多量に生産される堆肥の広域流通促進への貢献が期待される。また、主要な温室効果ガスの一つである一酸化二窒素 (N₂O) は、有機質資材や化学肥料を畑地へ施用することにより発生する。しかし、堆肥ペレットを土壌へ施用した後に発生する N₂O に関する知見は、堆肥ペレット利用に伴う環境負荷を評価する上で重要な情報であるが、報告は少ない (井上・渋川 2008、Hayakawa *et al.* 2009)。そこで本章では、堆肥ペレット、ペレット化していない通常の堆肥、ならびに化学肥料を圃場へ施用し、飼料用トウモロコシを栽培した際の N₂O 発生量を測定し、堆肥の形態が N₂O 発生へ及ぼす影響を調査した (第2節)。

また、家畜ふん尿の堆肥化過程で生じる悪臭防止のため、堆肥化 1~2 週目の強い臭気を出来上がり堆肥に通気・吸着させて脱臭するシステムが開発されている (田中 2006)。臭気にはアンモニアが高濃度で含まれており、臭気を吸着した堆肥は、通常の堆肥よりも窒素含有率、特に無機態窒素含有率が高く (以降、この堆肥を「窒素付加堆肥」と表記する)、速効性の窒素成分に富む有機質資材として利用する研究が進められている (荒川ら 2010)。異なる窒素成分を持つ資材の施用は N₂O 発生へ影響を及ぼすことから (Mulvaney *et al.* 1997)、窒素付加堆肥を施用した場合、窒素付加を行ってない通常の堆肥を施用した場合と比べ、N₂O の発生が異なることが推察される。そこで、窒素付加堆肥ならびに窒素付加堆肥をペレット化したものを施用した際の N₂O 発生について、室内培養試験ならびに飼料用トウモロコシを栽培した圃場試験で調査した (第3節)。

第2節 堆肥の形態が N₂O 発生へ及ぼす影響

第1項 材料および方法

(1) 供試堆肥

本試験では「堆肥 (バラ状)」および「堆肥ペレット」の2種類の堆肥を供試した。「堆肥 (バラ状)」は、農研機構 九州沖縄農業研究センター (熊本県合志市) 内で、牛ふんを主原料として作製された。「堆肥ペレット」は上述の「堆肥 (バラ状)」を原料とし、九州沖縄農業研究センターにて、ディスクペレッターで径 5 mm、長さ約 8 mm のペレット状に成型して作製した。供試堆肥の理化学性については表 4-1 に示した。

表 4-1 供試堆肥の成分（室内試験、圃場試験）

供試堆肥	堆肥水分	堆肥成分		
		T-C	T-N	C/N 比
	(mg g ⁻¹ 乾物)	(mg g ⁻¹ 乾物)		
堆肥（バラ状）	144.1±3.9	398.5±7.7	28.4±0.5	14.0±0.4
堆肥ペレット	103.6±1.3	390.9±3.1	29.9±0.2	13.1±0.1

（2）圃場試験

本試験では、第 3 章 第 1 節で説明した九州沖縄農業研究センター内の精密圃場にて、2006 年秋作、2007 年夏作、2007 年秋作の 3 作にわたり飼料用トウモロコシを作付けした。品種は、夏作（2007 年）では「セシリア」、秋作（2006 年・2007 年）では「3081」を栽培した。主な耕種概要は表 4-2 に示した通りで、基肥施用および播種は、5 月上旬（夏作）、9 月上中旬（秋作）に、追肥は播種から約 1 ヶ月後を目安に、収穫は 7 月中旬（夏作）、11 月中旬（秋作）に行った。播種は畦幅 75 cm、株間 18 cm で行った。

表 4-2 圃場試験における耕種概要

	2006 年秋作	2007 年夏作	2007 年秋作
基肥施用	2006. 9. 11	2007. 5. 2	2007. 9. 4
播種日	基肥施用数日後	2007. 5. 2	2007. 9. 4
追肥 ¹⁾	2006. 10. 23	2007. 6. 7	2007. 10. 4
収量調査	2006. 11. 16	2007. 7. 18	2007. 11. 15

¹⁾ 追肥は化学肥料区のみ

処理区は、堆肥（バラ状）区、堆肥ペレット区、化学肥料区、無窒素区の 4 区を設けた。無窒素区を除く各処理区の堆肥施用量、炭素施用量、窒素施用量を表 4-3 に示した。堆肥（バラ状）区、堆肥ペレット区では、供試堆肥のみ現物で 10 Mg ha⁻¹ 相当を基肥として施用した。施用窒素量（3 作の平均値±標準誤差）は、堆肥（バラ状）区で 243.0±3.5 kg ha⁻¹、堆肥ペレット区で 267.7±2.4 kg ha⁻¹ となった。化学肥料区では、飼料用トウモロコシの化学肥料標準施用量に準じ、窒素が 160 kg ha⁻¹（基肥 100 kg ha⁻¹、追肥 60 kg ha⁻¹）、リン酸（P₂O₅）が 160 kg ha⁻¹（全量基肥）、カリウム（K₂O）が 160 kg ha⁻¹（基肥 100 kg ha⁻¹、追肥 60 kg ha⁻¹）となるよう施用した。無窒素区は、リン酸およびカリウムのみを化学肥料区に準じて施用した。全ての処理区で、堆肥や化学肥料を区画に全面施用し、その後、作土約 15 cm をロータリー耕耘した。

圃場では各処理区につき 3 区画、計 12 区画を設けた（1 区画あたり 7 m×4.2 m=29.4 m²）。N₂O 測定用チャンバーは飼料用トウモロコシの畦間に、各処理区 2 台設置した。具体

的には、2006 年秋作、2007 年夏作では、各処理区の 3 区画のうち 1 区画に 2 台、また、2007 年秋作では、各処理 3 区画のうち 2 区画に 1 台ずつ設置した。N₂O ガスフラックスの測定方法については、第 3 章 第 2 節で示した通りである。

表 4-3 圃場試験における各処理区の堆肥施用量、炭素および窒素施用量

	堆肥施用量		炭素施用量	窒素施用量
	(Mg 現物 ha ⁻¹)	(Mg 乾物 ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)	(kg ha ⁻¹)
堆肥（バラ状）区	10.0	8.56±0.04	3410.2±66.6	243.0±3.5
堆肥ペレット区	10.0	8.96±0.01	3504.1±30.5	267.7±2.4
化学肥料区	—	—	—	160

調査は 2006 年秋作では 2006 年 8 月 29 日（基肥施用 13 日前）から 11 月 30 日（基肥施用 80 日後）までの 93 日間、2007 年夏作では 2007 年 4 月 20 日（基肥施用 12 日前）から 7 月 17 日（基肥施用 76 日後）までの 88 日間、2007 年秋作では 2007 年 9 月 1 日（基肥施用 3 日前）から 11 月 29 日（基肥施用 86 日後）までの 89 日間にわたって実施した。

第 2 項 結果および考察

図 4-1 に 2007 年夏作試験（A）、および 2007 年秋作試験（B）の N₂O-N 発生推移を示した（2006 年秋作の推移については同様の傾向のため省略した）。2006 年秋作、2007 年夏作、2007 年秋作の 3 作を通じ、堆肥ペレット区で基肥施用数日後（3～4 日後）に他区と比較して、多量の N₂O-N の発生が確認された（3 作の最大値は、1283.3～2754.9 μg m⁻² h⁻¹）。化学肥料区でも基肥施用直後～5 日後に N₂O-N の発生ピークが確認された（3 作の最大値は、19.9～41.5 μg m⁻² h⁻¹）。一方、堆肥（バラ状）区、無窒素区では、基肥施用数日後の発生ピークはほとんど確認できなかった。堆肥ペレット区での発生ピークは基肥施用から 2～3 週間で収束した。

各処理区の調査期間における積算 N₂O-N 発生量の 3 作平均値は、堆肥（バラ状）区で 0.178±0.053 kg ha⁻¹、堆肥ペレット区で 1.684±0.130 kg ha⁻¹、化学肥料区で 0.200±0.042 kg ha⁻¹、無窒素区で 0.146±0.043 kg ha⁻¹ となった。また、窒素施用量に対する N₂O-N の割合〔(各処理区の N₂O-N 発生量－無窒素区の N₂O-N 発生量)／窒素施用量×100〕は、堆肥（バラ状）区で 0.013±0.005%、堆肥ペレット区で 0.574±0.061%、化学肥料区で 0.034±0.009% であった。

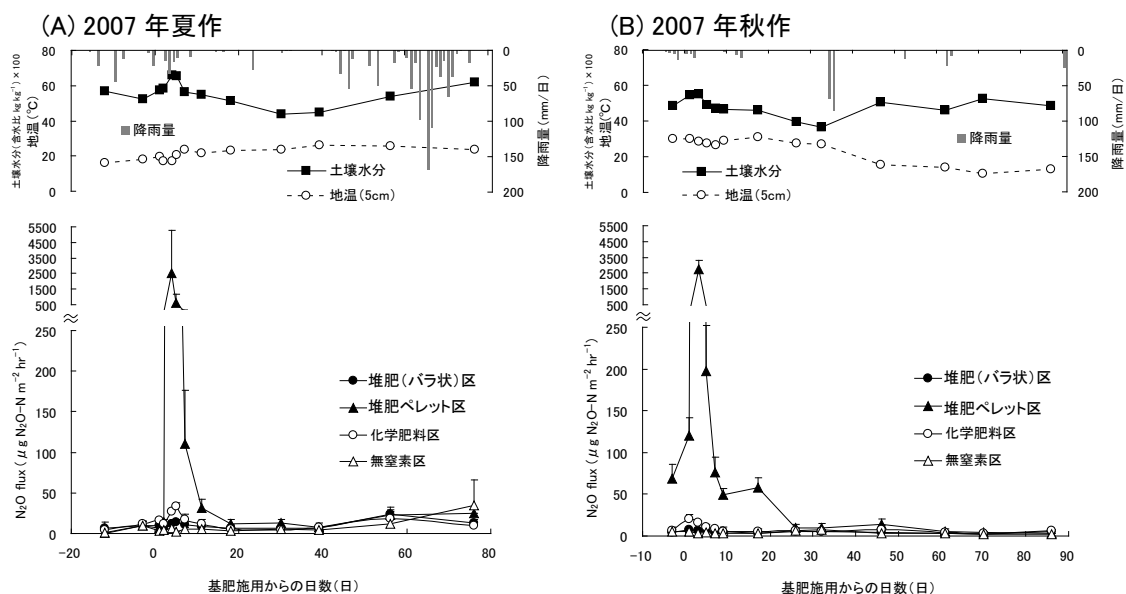


図 4-1 圃場試験における N_2O-N ガスフラックス推移

以上から、3 作にわたり、特に施用から 1 週間以内の直後に、堆肥ペレット区では他区よりも高い N_2O の発生が確認され、積算 N_2O-N 発生量、窒素施用量に対する N_2O-N の割合が最も高かった。堆肥ペレット区では施用後に堆肥ペレットが圃場に残存し、また、堆肥ペレットは堆肥を圧縮して小粒状に成型したものであり、内部に嫌氣的部位が存在して脱窒による N_2O 発生が起りやすくなることが推察され、これらのことが堆肥ペレット区での高い N_2O 発生に影響を及ぼしたと考えられる。

第 3 節 窒素付加堆肥ペレット施用時の N_2O 発生

第 1 項 材料および方法

(1) 供試堆肥

本試験では、「堆肥（バラ状）」、「窒素付加堆肥（バラ状）」、「堆肥ペレット」および「窒素付加堆肥ペレット」の 4 種類の堆肥を供試した。「堆肥（バラ状）」および「窒素付加堆肥（バラ状）」は、牛ふんを主原料として山鹿市バイオマスセンター（熊本県山鹿市）で作製された。「堆肥ペレット」および「窒素付加堆肥ペレット」はそれぞれ「堆肥（バラ状）」、「窒素付加堆肥（バラ状）」を原料に、九州沖縄農業研究センターにて、ディスクペレッターで径 5 mm、長さ約 8 mm のペレット状に成型して作製した。供試堆肥の理化学性については表 4-4 に示した。

表 4-4 圃場試験における各供試堆肥の理化学性成分

供試堆肥	堆肥水分 (g g ⁻¹ 乾物)	堆肥成分				C/N 比	pH
		T-C	T-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N		
		(g kg ⁻¹ 乾物)					
堆肥 (バラ状)	0.15	369.5	20.2	0.1	1.0	18.3	—
窒素付加堆肥 (バラ状)	0.18	361.0	38.7	3.4	17.3	9.3	—
堆肥ペレット	0.11	352.9	20.4	0.0	1.1	17.3	8.6
窒素付加堆肥ペレット	0.12	324.9	36.5	3.4	18.3	8.9	5.3

(2) 室内培養試験

供試土壌は、九州沖縄農業研究センター内圃場（第3章 第1節）の作土（0～15 cm）から採取し、2 mm のふるいに通したものとした（未風乾）。また、堆肥は本節 第1項（1）の「堆肥ペレット」および「窒素付加堆肥ペレット」を供試した。

処理区は、堆肥ペレット、窒素付加堆肥ペレットをそれぞれ土壌へ入れた区、そして対照区（土壌のみ）の計3区を設け、培養温度 30℃、最大容水量の 60%の土壌水分（含水比 0.53 kg kg⁻¹）で 28 日間培養し、各処理区の N₂O 発生量を調査した。各処理区 3 反復とした。

N₂O 発生量は以下のように測定した。まず、100 mL 採土管（有底）に所定の水分に調整した土壌（乾土 15 g 相当）を入れ、その上に供試堆肥ペレット 8 粒（現物 1.4 g）を均等に載せた後、同量の土壌（乾土 15 g 相当）で覆った。対照区は乾土 30 g 相当の土壌を一度に採土管に入れた。窒素施用量は採土管あたり、堆肥ペレット区 で 26 mg、窒素付加堆肥ペレット区で 46 mg となった。培養試料の N₂O 分析方法については第3章 第3節で説明した通りである。ただし、試料をアクリルチューブに密封してからガス採取までの時間は 24 時間、ガス採取の頻度は、培養開始から 1 週間は毎日、それ以降は、10 日後、14 日後、21 日後、28 日後とした。培養中は水分を週 1 回の頻度で補給した。

(3) 圃場試験

本試験では、第3章 第1節で示した九州沖縄農業研究センター内の精密圃場にて、2008 年秋作と 2009 年夏作の 2 作にわたり飼料用トウモロコシを作付けした。品種は 2008 年秋作では「30D44」、2009 年夏作では「セシリア」を栽培した。基肥施用は 2008 年 9 月 3 日（2008 年秋作）および 2009 年 4 月 16 日（2009 年夏作）に、播種は 2008 年 9 月 11 日（2008 年秋作）および 2009 年 4 月 24 日（2009 年夏作）に、そして収穫は 2008 年 11 月 28 日（2008 年秋作）および 2009 年 8 月 24 日（2009 年夏作）に行った。播種は畦幅 75 cm、株間 18 cm で行った。

処理区は、堆肥（バラ状）区、窒素付加堆肥（バラ状）区、堆肥ペレット区、窒素付加堆肥ペレット区、そして無窒素区（対照区）の計 5 区を設けた。表 4-5 に無窒素区を除く各処理区の堆肥施用量、炭素施用量、窒素施用量を示した。堆肥施用量は無窒素区を除く各処理区で、堆肥（バラ状）を乾物で 10 Mg ha^{-1} 施用した時の炭素量 (3695 kg ha^{-1}) と同等となるよう決定した。また、窒素施用量は窒素付加ペレット堆肥区の無機態窒素施用量 (246.8 kg ha^{-1}) と同等となるよう、その他の区では化学肥料（尿素）を施用した。その結果、各処理区の全窒素施用量は、 $410 \sim 450 \text{ kg ha}^{-1}$ となった。リン酸 (P_2O_5) について、堆肥施用区（無窒素区を除く全処理区）では、堆肥由来の成分が供給されるが、リン酸の吸着が大きい黒ボク土での試験であることから、 160 kg ha^{-1} 相当を化学肥料で施用した。カリウム (K_2O) については、堆肥由来のものが十分量施用されるため、化学肥料を追加施用しなかった。無窒素区については、リン酸、カリウム成分のみを化学肥料でそれぞれ 160 kg ha^{-1} 相当施用した。堆肥および化学肥料は全面施用し、作土 (0～15 cm) をロータリー耕耘した。

表 4-5 圃場試験における各処理区の堆肥施用量、炭素および窒素施用量

	堆肥施用量 ¹⁾ (Mg 乾物 ha^{-1})	炭素施用量 (kg ha^{-1})	窒素施用量 (kg ha^{-1})	
			全窒素	うち無機態窒素 ²⁾
堆肥（バラ状）区	10.00	3695	437.8	246.8 (235.8)
窒素付加堆肥（バラ状）区	10.24	3695	432.1	246.8 (35.9)
堆肥ペレット区	10.47	3695	448.9	246.8 (235.3)
窒素付加堆肥ペレット区	11.37	3695	415.1	246.8 (—)

- 1) 各処理区の堆肥施用量は堆肥（バラ状）を 10 Mg ha^{-1} 施用した時の炭素施用量 (3695 kg ha^{-1}) と同等となるよう決定した。
- 2) 各処理区の無機態窒素量は窒素付加堆肥ペレット区 (246.8 kg ha^{-1}) と同等となるよう、化学肥料（尿素）で調整した。カッコ内は化学肥料（尿素）として施用した窒素量を示す。

圃場では各処理につき 2 区画、計 10 区画を設けた（1 区画あたり $6 \text{ m} \times 3 \text{ m} = 18 \text{ m}^2$ ）。 N_2O 測定用のチャンバーは飼料用トウモロコシの畦間に、各処理 3 台設置した（各処理 2 区画のうち 1 区画に 1 台、他方の区画に 2 台設置した）。 N_2O ガスフラックスの測定方法については、第 3 章 第 2 節で示した通りである。

調査は 2008 年秋作では、2008 年 8 月 31 日（基肥施用 3 日前）から 11 月 22 日（基肥施用 80 日後）までの 83 日間、2009 年夏作では、2009 年 4 月 12 日（基肥施用 4 日前）から 8 月 20 日（基肥施用 126 日後）までの 130 日間にわたって行った。

第 2 項 結果および考察

(1) 室内培養試験

室内試験における各処理区の N_2O -N 発生推移を図 4-2 に示した。堆肥ペレット区では、培養開始 1 日後に発生が最大となり ($4.13 \mu\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$ 、乾土 1 日あたりの発生量、以下同様)、それ以降は急速に発生が低下し、培養 7 日後から試験終了時（培養 28 日後）まで低発生となった ($0.00 \sim 0.03 \mu\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$)。窒素付加堆肥ペレット区では、培養開始 6～7 日後に発生が最大となったが ($0.09 \mu\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$)、発生ピーク値は、堆肥ペレット区と比べ著しく小さかった。発生最大後は緩やかに低下し、培養 28 日後には $0.02 \mu\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$ となった。また、対照区では、ほとんど発生が確認されなかった。

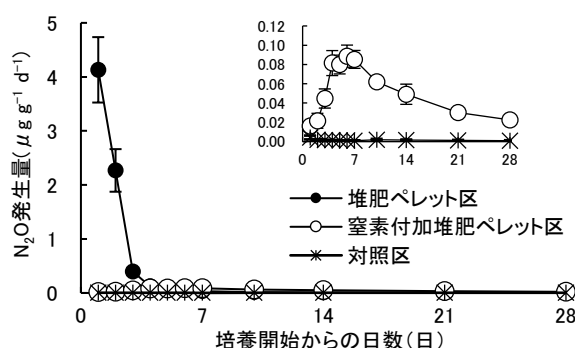


図 4-2 室内培養試験における各処理区の N_2O 発生推移

右上の図は窒素付加堆肥ペレット区、対照区の発生推移を拡大したものである

培養期間 (28 日間) 中の各処理区の N_2O -N 発生量は、堆肥ペレット区で最も大きく ($217.8 \mu\text{g}$)、続いて、窒素付加堆肥ペレット区 ($38.4 \mu\text{g}$)、対照区 ($1.3 \mu\text{g}$) の順となった。堆肥ペレット区の N_2O -N 発生量は他の 2 区と比べ有意に高かった (5%水準の Tukey 検定)。また、窒素施用量に対し N_2O として発生した窒素の割合 [(各処理区の N_2O -N 発生量 - 対照区の N_2O -N 発生量) / 各処理区の窒素施用量 (全窒素) $\times 100$] は、堆肥ペレット区で 0.84%、窒素付加堆肥ペレット区で 0.08% となり、堆肥ペレット区は窒素付加堆肥ペレット区の約 10 倍の値であった。

(2) 圃場試験

圃場試験における N_2O -N 発生推移を図 4-3 に示した。2 作を通じ、無窒素区を除く各処理区で、基肥施用 1～10 日後までに N_2O -N の発生ピークが出現し、2008 年秋作では基肥施用 1～3 日後、2009 年夏作では基肥施用 5～10 日後に確認された。また、堆肥ペレット区の発生ピーク値 ($342.4 \sim 2460.2 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) は、2 作ともに、他の処理区のそれ ($23.4 \sim 65.9 \mu\text{g}$

$\text{m}^2 \text{h}^{-1}$) よりも著しく大きかった。発生ピーク後は、2008 年秋作では、基肥施用 31 日後から測定終了時まで全処理区で $10 \mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$ 以下の低い発生が続いたのに対し (図 4-3A)、2009 年夏作では、基肥施用 37 日後以降、主に堆肥ペレット区および窒素付加堆肥ペレット区で $5 \sim 45 \mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$ の発生が確認された (図 4-3B)。

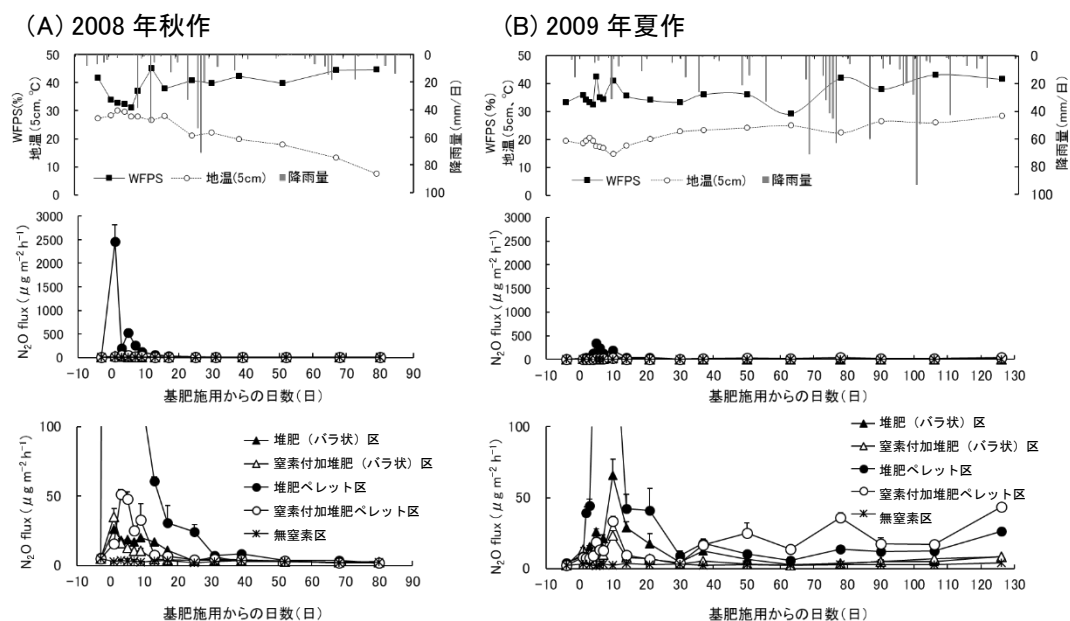


図 4-3 圃場試験における各処理区の降雨量、土壌水分 (WFPS)、地温、 N_2O 発生の推移
左図 (A)、右図 (B) はそれぞれ 2008 年秋作、2009 年夏作の結果を示す。 N_2O フラックスの図の下段は上段の図のスケールの最大値を 3000 から 100 へ変更したものである。

調査期間中の $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生量 (表 4-6) は、2 作ともに堆肥ペレット区で最も大きく、続いて、窒素付加堆肥ペレット区、堆肥 (バラ状) 区、窒素付加堆肥 (バラ状) 区、無窒素区の順となった。また、2008 年秋作では、堆肥ペレット区が他の処理区と比べ有意に高かった (Tukey 検定の 5%水準)。しかし、2009 年夏作では、堆肥ペレット区および窒素付加堆肥ペレット区が他の区と比べ有意に高く (Tukey 検定の 5%水準)、両ペレット堆肥区の発生量の間には有意差は認められなかった。堆肥ペレット区では発生量が 2008 年秋作と比べ 2009 年夏作で小さく、窒素付加堆肥ペレット区との差が相対的に減少した。特に基肥施用直後の発生ピークの低下が顕著であり、2009 年夏作の発生ピーク時のガスフラックス値 ($342.4 \mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$) は、2008 年秋作の値 ($2460.2 \mu\text{g m}^2 \text{h}^{-1}$) の約 7 分の 1 であった (図 4-3)。堆肥ペレット区の基肥施用直後の発生ピークの値が 2 作間で異なったことの一因として、発生ピーク時の地温の違いが考えられる。松村 (1988) は、室内試験により畑土壌へ家畜尿を施用し、

10℃、20℃、30℃の温度条件で培養した際の N₂O 発生を調査したところ、10℃、20℃では、N₂O の発生が少量であるのに対し、30℃では比較的多量の発生が確認された。本圃場試験において、発生ピーク時における地温は 2008 年秋作で 28.3℃、2009 年夏作で 17.5℃となり、2009 年夏作の方が約 11℃低く、脱窒等の N₂O 発生に関わる微生物活性が低下し、発生ピークも低下したと推察される。

表 4-6 圃場試験における各処理区の N₂O 発生量および窒素施用量に対し N₂O として発生した窒素量の割合 (N₂O 発生率)

	2008 年秋作		2009 年夏作	
	N ₂ O 発生量 (kg ha ⁻¹)	N ₂ O 発生率 ¹⁾ (%)	N ₂ O 発生量 (kg ha ⁻¹)	N ₂ O 発生率 ¹⁾ (%)
堆肥 (バラ状) 区	0.130±0.011 b	0.017±0.003 b	0.311±0.022 b	0.050±0.005 b
窒素付加堆肥 (バラ状) 区	0.096±0.012 b	0.009±0.003 b	0.190±0.009 b	0.022±0.002 b
堆肥ペレット区	1.658±0.213 a	0.357±0.048 a	0.860±0.141 a	0.171±0.031 a
窒素付加堆肥ペレット区	0.157±0.015 b	0.024±0.004 b	0.599±0.067 a	0.122±0.016 a
無窒素区	0.056±0.002 b	—	0.093±0.014 b	—

1) N₂O 発生率 (%) = (各処理区の N₂O 発生量 - 対照区の N₂O 発生量) / 窒素施用量 [全窒素] × 100

2) 表中の同じ列でアルファベットが同一の場合、Tukey 検定の 5%水準で有意差がない

圃場試験の堆肥ペレット区では他区よりも N₂O 発生量が高いが、堆肥ペレットと併せて比較的多くの化学肥料 (尿素) も施用されており (表 4-5)、この影響について考える必要がある。このことについて、本試験の堆肥 (バラ状) 区では、堆肥に加えて、堆肥ペレット区とほぼ同等の尿素が施用されており (表 4-5)、両区の N₂O 発生量を比較すると、堆肥ペレット区の方が有意に高いことから (表 4-6)、堆肥ペレット区の多量の N₂O 発生は、主に尿素ではなく堆肥ペレットに由来していると考えられる。また、本章 第 2 節や堆肥ペレットを施用した圃場試験 (井上・渋川 2008、Hayakawa *et al.* 2009) の結果から、堆肥ペレット施用後の多量の N₂O 発生は堆肥ペレット内部の脱窒に起因していると考えられる。

室内試験および圃場試験を通じ、堆肥ペレット区よりも窒素付加堆肥ペレット区の方が N₂O の発生が小さく、特に施用直後の発生ピークの低減が顕著であった。窒素付加堆肥ペレットで N₂O 発生が低かった原因として、通常の堆肥ペレットと比べ、窒素含量が高く、また、pH が低いことから (表 4-4)、これらの理化学性の違いが脱窒等の N₂O 発生に関わる微生物活性を直接阻害した可能性が考えられる。堆肥ペレットの施用に伴う N₂O 発生低減技術の開発のため、窒素付加堆肥ペレットで発生が低減した原因について解明することが重要である。

第4節 結論

牛ふん堆肥ペレット施用後の圃場における N_2O 発生について調査したところ、通常のバラ状の堆肥や化学肥料を単独で施用、またはこれらを併用して施用した場合と比べ、施用後に多量の N_2O が発生することが明らかとなった（本章 第2節および第3節）。また、特に施用直後（施用から約1週間以内）に高い N_2O 発生ピークが生じ、これが N_2O 発生量を高める大きな要因となった。堆肥ペレット施用直後に N_2O の多量発生した理由について、堆肥ペレットはバラ状の堆肥を圧縮成型して作製されているため、ペレット内部に嫌氣的部位が生じ、脱窒による N_2O 発生が起こりやすかったためと考察された。この多量発生の要因については、今後調査する必要がある。

一方、悪臭防止のため、堆肥化過程で生じる臭気を完熟堆肥に吸着させて作製された窒素付加堆肥をペレット化したものは、窒素付加をしていない通常の堆肥のペレットと比べ、室内培養試験および圃場試験において、施用後の N_2O 発生が少ないことが明らかとなった（本章 第3節）。窒素付加をしていない通常の堆肥のペレットの施用直後に見られた高い N_2O 発生ピークもほとんど確認されなかった。窒素付加堆肥ペレットにおいて N_2O 発生が低減する原因については、堆肥ペレット施用後の N_2O 発生低減技術を開発する上で非常に参考となることから、今後解析する必要がある。

第5章 堆肥ペレットにおける硝化と脱窒による N_2O 生成

第1節 はじめに

第4章で堆肥ペレット施用に伴う N_2O 発生について圃場試験で調査したところ、通常のバラ状の堆肥や化学肥料の施用と比べ、 N_2O 発生量が高く、この発生は堆肥ペレットにおける脱窒に由来することが示唆された。堆肥ペレットの利点や特長を生かし、今後の利用促進を図るためには、施用後の N_2O 発生低減技術の開発が必要であり、そのためには、 N_2O 発生に影響を及ぼす要因を明らかにすることが重要である。

N_2O 発生過程には、非生物的要因と生物的要因の2つがあり、前者として化学的脱窒などが、そして後者として硝化や脱窒などが挙げられるが、後者の寄与が高いと考えられている (Bremner 1997)。生物的要因について、 N_2O は主として硝化過程の副産物、脱窒過程の中間物質として発生する。また、 N_2O の発生へ及ぼす環境要因についていくつかあるが、特に(土壌)水分の影響について多数報告されており (Davidson 1991、Bateman and Baggs 2005)、これは発生場所の酸化・還元状態と関連し、発生過程(脱窒または硝化)にも影響を及ぼす。

そこで、堆肥ペレット施用に伴う N_2O 発生低減技術の開発を目指し、 N_2O の多量発生要因について検討し、本章では発生要因として、前章で発生への影響が示唆された脱窒を含む生物的要因に着目し、第2節でそれらに影響を及ぼす水分条件(土壌水分、堆肥ペレット水分)、第3節で発生に関わる微生物(硝化菌、脱窒菌)の動態を調査した。

第2節 土壌水分および堆肥ペレット水分の影響

第1項 材料および方法

(1) 供試試料

供試堆肥は、第4章 第2節 第1項(1)で示した「堆肥ペレット」を使用した。また、供試土壌については、第3章 第1節で説明した九州沖縄農業研究センター内精密圃場の作土(0~15 cm)から採取し、2 mm のふるいに通したものを使用した(未風乾)。

(2) 土壌水分条件と堆肥ペレット混和土壌からの N_2O 発生との関係

処理は、土壌水分について3条件(最大容水量の80%、60%、および無調整)、そして堆肥ペレットの有無で2条件の計6処理を設定し、各処理2反復とした。ただし、供試土壌の最大容水量は含水比 1.02 kg kg^{-1} 、水分無調整の土壌の含水比は 0.52 kg kg^{-1} であった。培養試料の調整については、まず、生土(乾土 40 g 相当)を 100 mL 採土管(有底)に詰め、堆肥ペレット区では、これに堆肥ペレット 0.8 g (全窒素 19.0 mg 相当)を加えよく混ぜ、所定

の土壤水分に調整し、30℃で培養した。培養試料の N_2O 分析方法については第3章 第3節で説明した通りである。ただし、試料をアクリルチューブに密閉してからガス採取までの培養期間は、培養開始（0時間）～24時間後、培養36時間後～60時間後、培養60時間後～96時間後、培養108時間後～144時間後、培養144時間後～168時間後とし、各期間の最後にガスを採取した。

（3）土壤水分条件と堆肥ペレット水分との関係

供試土壤（生土）25gを100mLポリエチレン製容器へ加え、その上に堆肥ペレット8粒（1.6g）を均等に載せた後、同量（25g）の土壤で覆った。水分条件は上述の（2）と同様に3条件（最大容水量の80%、60%、および無調整）とした。ただし、供試土壤の最大容水量は含水比 1.05 kg kg^{-1} 、水分無調整の土壤の含水比は 0.50 kg kg^{-1} であった。上記の水分条件に調整後、蒸発防止のため、容器の口をアルミホイルで覆い、30℃で培養し、1日後、2日後、3日後、7日後、および14日後の土壤水分、ならびに堆肥ペレットの水分を乾熱法によって求めた。各処理区3反復で行った。

第2項 結果および考察

（1）土壤水分条件と堆肥ペレット混和土壤からの N_2O 発生との関係

図5-1Aに異なる土壤水分条件における堆肥ペレット混和または非混和土壤からの N_2O -N発生推移を示した。土壤に堆肥ペレットを混和した処理区では、培養60時間後に発生ピークとなり、それ以降は発生が低下し、168時間後にはほぼ収束した。堆肥ペレット混和区の培養期間中（培養開始から168時間後まで）の乾土あたりの N_2O -N発生量（単位： $\mu\text{g g}^{-1}$ 、平均値±標準偏差）は、最大容水量80%区で 6.25 ± 0.93 、最大容水量60%区で 3.75 ± 0.41 、水分無調整区で 0.30 ± 0.03 となった。土壤水分が高いほど、発生量が大きくなり、各土壤水分条件の発生量は、それぞれ統計的に有意な差が認められた（Tukey検定の5%水準）。一方、堆肥ペレットを混和しない土壤のみの区の N_2O -N発生量は、試験期間を通じ、 $0.22 \sim 0.28 \mu\text{g g}^{-1}$ の発生となり、堆肥ペレットを混和した最大容水量80%区、60%区と比べ極めて小さかったが、堆肥ペレットを混和した水分無調整区（含水比 0.52 kg kg^{-1} ）の発生量とは有意な差は見られなかった（Tukey検定の5%水準）。

（2）土壤水分条件と堆肥ペレット水分との関係

異なる水分条件の土壤に堆肥ペレットを培養させた際の堆肥ペレットおよび土壤の水分推移を図5-1Bに示した。培養期間を通じて全ての水分条件で、土壤水分よりも堆肥ペレ

ト水分の方が高く、また、土壌水分が高い程、堆肥ペレットの水分も高かった。培養 14 日後の堆肥ペレットの水分（含水比 kg kg^{-1} ）は、最大容水量 80%区、最大容水量 60%区、水分無調整区の順に 1.55、1.20、0.81 となった。なお、堆肥ペレットの水分は、全ての土壌水分で、培養期間（14 日間）のうち、培養開始から 1 日後の間に最も増大した。それ以降は培養 7 日後まで緩やかに増加したが、培養 7～14 日後はほとんど増加しなかった。

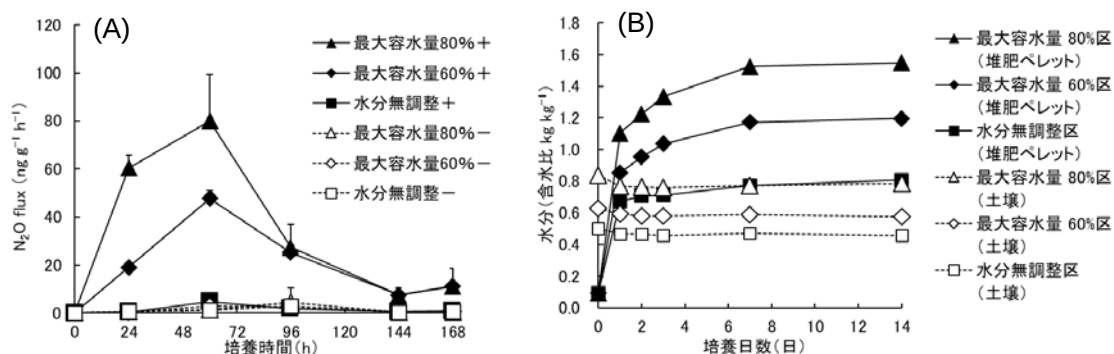


図 5-1 異なる土壌水分における堆肥ペレット混和土壌の N_2O 発生 (A) および堆肥ペレット水分 (B) の推移

A の凡例中の +、- は堆肥ペレット混和の有無を示す。

(3) 考察

上述 (1) の培養試験結果から、堆肥ペレット混和土壌では、土壌水分が高い程、 N_2O 発生量が大きくなったことから、水分条件は堆肥ペレット混和土壌からの N_2O 発生を促進させる重要な要因であることが明らかとなった。また、高土壌水分条件、すなわちより嫌気的な条件で発生量が増大することから、 N_2O 発生における脱窒の関与が示唆された。(2) の培養試験結果から、土壌水分と堆肥ペレット水分は異なり、常に土壌水分よりも堆肥ペレット水分が高く、さらに土壌水分が高くなる程、堆肥ペレット水分も高くなることが示された。以上から、ある一定以上の土壌水分条件の下、堆肥ペレットそのものが局所的な嫌気的部位となって脱窒による N_2O が多量に発生したと推察された。

第 3 節 発生に関わる微生物（脱窒菌、硝化菌）の影響

第 1 項 材料および方法

(1) 供試試料

第 4 章 第 2 節の飼料用トウモロコシ栽培圃場試験の 2007 年秋作（図 4-1B）について、①基肥施用 3 日前（9 月 1 日）、②基肥施用 3 日後（9 月 7 日、 N_2O 発生ピーク時）、③基肥

施用 26 日後（9 月 30 日、 N_2O 発生収束時）、④試験終了時（11 月 17 日）の 4 つの時点で、各処理 3 区画、計 12 区画から作土（0～15cm）をサンプリングし、2 mm のふるいを通したものを土壌試料、堆肥ペレット区について、上述の②～④の土壌をふるいにかけて、ふるい上に残留した堆肥ペレットを堆肥試料とした。①の時点の堆肥試料は、施用前の堆肥ペレットを使用した。

（2）脱窒菌数、硝化菌数の計測

脱窒菌数は、上記の土壌および堆肥試料について、既報（Tiedje 1994、Hashimoto and Niimi 2001、西尾 2004）を基に硝酸塩入り肉エキス培地を用いた MPN 法により調査した。また、硝化菌数（アンモニア酸化菌、亜硝酸酸化菌）は、脱窒菌数と同様の試料について、既報（Hashimoto *et al.* 2002）に準じ、MPN 法により測定した。ただし、土壌試料は、初期の希釈段階の生土の量を 10g に、また、亜硝酸酸化菌数測定の培養期間は 8 週間とした。

第 2 項 結果および考察

図 5-2 に圃場試験（2007 年秋作）における土壌および堆肥ペレット中の脱窒菌数、硝化菌（アンモニア酸化菌、亜硝酸酸化菌）数の推移を示した。脱窒菌数について（図 5-2A）、土壌では処理区に関わらず、概ね調査期間を通じ 10^5 MPN g^{-1} 乾物前後を推移した。一方、堆肥ペレット中の脱窒菌数は、基肥施用前は 10^3 MPN g^{-1} 乾物前後であったのに対し、基肥施用 3 日後には、 10^8 MPN g^{-1} 乾物前後に増加し、それ以降の試料でも同様の菌数であった。以上の結果から、堆肥ペレットの脱窒菌数が施用前後で $10^4 \sim 10^5$ 倍急増していることや、基肥施用後に乾物あたりで土壌よりも約 $10^3 \sim 10^4$ 倍高いことから、堆肥ペレット施用直後の N_2O の多量発生と堆肥ペレット中の脱窒菌との関連が示唆された。堆肥ペレットの脱窒菌は基肥施用以降 10^8 MPN g^{-1} 乾物前後の高い菌数を維持しているが、基肥施用 2～3 週後以降は N_2O 発生が低い。高い脱窒菌数であるのにも関わらず N_2O 発生が低いことの理由として、直接的なデータはないが、脱窒能と正の相関が認められる易分解性炭素（Burford and Bremner 1975）が N_2O 多量発生後に堆肥ペレット中で消耗した可能性があること、また、基肥施用直後は脱窒菌数の増加に伴って堆肥ペレット中の酸素濃度が低下し、脱窒が起こり易くなって N_2O が多量発生するが、菌数の安定後は酸素濃度が回復し脱窒活性が低下して N_2O 発生が小さくなったことなどが考えられる。

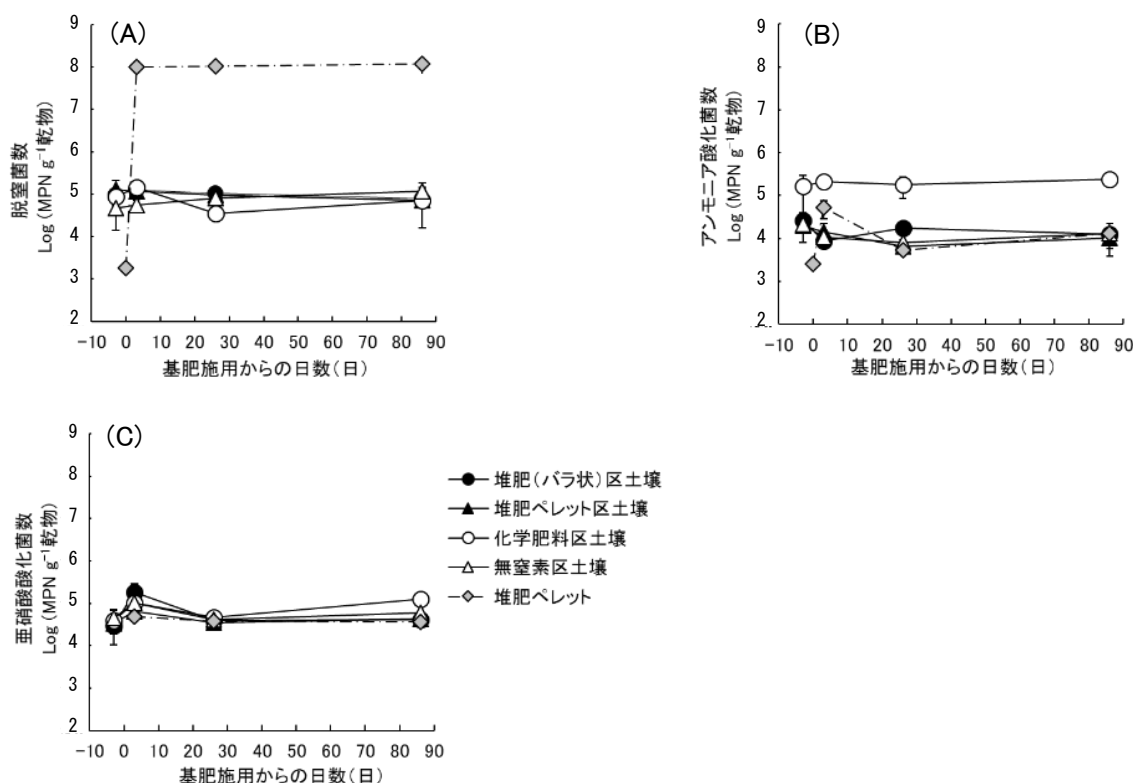


図 5-2 2007 年秋作試験における土壌ならびに堆肥ペレット中の脱窒菌数 (A)、硝化菌 (アンモニア酸化菌 (B)、亜硝酸酸化菌 (C)) 数

基肥施用 3 日前の堆肥ペレット試料については、施用前の堆肥ペレットを用いた。また、亜硝酸酸化菌数で、基肥施用 3 日前の堆肥ペレットのデータについては未検出であった。

アンモニア酸化菌数について (図 5-2B)、土壌では基肥施用後の試料で、化学肥料区土壌が、他の処理区土壌よりも有意に高く (Tukey 検定の 5% 水準)、また、堆肥ペレット中のアンモニア酸化菌数は、化学肥料区以外の土壌とほぼ同じであった。2007 年秋作の圃場試験では、化学肥料区で基肥 (化学肥料) 施用後に 5.0~19.9 の N₂O-N 発生が確認されており、この発生に硝化過程が関与していることが示唆された。また、堆肥ペレットのアンモニア酸化菌数は N₂O の多量発生が確認された施用 3 日後に、施用前と比べ、約 20 倍増加した。増加したアンモニア酸化菌は、アンモニア酸化の副産物として N₂O を発生、ならびに脱窒の電子受容体となる亜硝酸態窒素を生成し、脱窒による N₂O 発生を間接的に促進することで、N₂O 発生と関与している可能性が考えられる。

亜硝酸酸化菌数 (図 5-2C) は、土壌中では測定期間を通じ、10⁵ MPN g⁻¹ 乾物前後を推移し、同一時期の試料について、処理区間で統計的に有意な差は見られなかった (Tukey 検定の 5% 水準)。また、堆肥ペレット中の亜硝酸酸化菌数は、基肥施用前に未検出であったが、

基肥施用後の試料では、各処理区の土壌とほぼ同程度となった。土壌ならびに堆肥ペレットにおける亜硝酸酸化菌数動態の結果と N_2O 発生推移との関連は確認できなかったが、亜硝酸酸化菌は、その存在下で脱窒の電子受容体となる硝酸態窒素を生成し、脱窒による N_2O 発生を間接的に促進している可能性がある。

第4節 結論

第2節の結果から、土壌水分が高い程、堆肥ペレット混和土壌からの N_2O 発生量が大きくなったことから、水分条件は堆肥ペレットを施用した土壌からの N_2O 発生に対し影響を及ぼす重要な要因であることが明らかとなった。高水分条件で N_2O 発生が大きくなることから、脱窒が N_2O 発生へ寄与していることが考察された。また、堆肥ペレットの水分は土壌水分よりも高いことから、堆肥ペレットそのものが局所的な嫌氣的部位となって、脱窒による N_2O 発生が起こっていることが示唆された。第3節の結果から、堆肥ペレットの脱窒菌数が施用前後で $10^4 \sim 10^5$ 倍急増し、また、堆肥ペレットの脱窒菌数は、乾物あたりで土壌の $10^3 \sim 10^4$ 倍であることから、堆肥ペレット中の脱窒が N_2O 発生と大いに関係していることが推察された。堆肥ペレットのアンモニア酸化菌数も施用直後（3日後）の試料で、施用前と比べ、約20倍増加していることから、アンモニア酸化により直接的に、また、亜硝酸態窒素等を生成して脱窒を促進することで間接的に N_2O 発生に関与している可能性が考えられた。以上、 N_2O 発生を促進する環境条件である水分条件や発生過程に直接関与する微生物の解析から、堆肥ペレット施用後の N_2O 多量発生は、堆肥ペレットにおける脱窒が主要な過程であると考察された。

第6章 窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減メカニズムの解明

第1節 はじめに

第4章で、堆肥ペレット施用後に主要な温室効果ガスの一つである N_2O が通常のバラ状堆肥や化学肥料の施用後と比べ多量に発生することが示された。一方、堆肥脱臭システムの副産物である窒素付加堆肥をペレット化したものは、施用後の N_2O の発生が、窒素付加をしていない通常の堆肥をペレット化したものと比べ著しく小さいことが明らかとなった。窒素付加堆肥ペレットにおいて N_2O 発生が低減した要因を解析することは、堆肥ペレットの施用に伴う N_2O 発生低減技術を開発する上で非常に参考となる。

堆肥に由来する N_2O 発生へ影響を及ぼす要因は、第2章で紹介したように、無機態窒素、有機物（炭素）、pH など複数存在する。また、窒素付加堆肥と通常の堆肥は異なる理化学性を示し（第4章 第3節 第1項 表4-4）、これが N_2O 発生低減に影響を及ぼした可能性がある。

そこで本章では、窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減要因を明らかにするため、窒素付加堆肥と通常の堆肥の間で異なり、かつ N_2O 発生へ影響を及ぼすことが報告されている① pH（第2節）および② 無機態窒素（第3節）に着目し、室内培養試験を行い、これらの要因が堆肥ペレットからの N_2O 発生へ及ぼす影響について調査した。

第2節 pH の影響

第1項 材料および方法

供試堆肥として、第4章 第3節 第1項で示した「堆肥ペレット」および「窒素付加堆肥ペレット」の2つを使用した。

処理区として、上述の2種類の供試堆肥それぞれに対し、pH5.3、pH6.0、pH7.0、pH8.0、pH8.6の5つのpHを設けた。各pH処理につき3反復とした。pH5.3は窒素付加堆肥ペレットのpH、pH8.6は堆肥ペレットのpHである。pH調整にあたっては、供試堆肥ペレット重量（生重）に対し、0.6倍量の体積のpH調整溶液を添加した（例えば、供試堆肥が1.0gの場合、0.6mLの溶液を添加）。pH調整溶液について、予備試験を行った結果、堆肥ペレットに対しては、pH5.3、6.0、7.0、8.0の調整溶液として、それぞれ1.13、0.80、0.34、0.10 mol L^{-1} の塩酸溶液を、窒素付加堆肥ペレットに対しては、pH6.0、7.0、8.0、8.6の調整溶液として、それぞれ0.15、0.42、0.77、1.14 mol L^{-1} の水酸化ナトリウム溶液を用いた。堆肥ペレットのpH8.6、窒素付加堆肥ペレットのpH5.3の処理については、イオン交換水を調整溶液と

した。培養試験では、堆肥ペレットを土壌へ混和せず、堆肥ペレットのみを供試した。その理由は、①予備試験により、堆肥ペレットのみを培養した時と堆肥ペレットを土壌へ混和して培養した時の N_2O 発生量を比較したところ、両者はほとんど変わらなかったこと、②土壌による相互作用を排除することができ、pH と N_2O 発生との関係に焦点を絞ることができること、以上の2点である。

N_2O 発生量の調査については、50 mL のビーカーに供試堆肥ペレット 8 粒 (1.4 g) を入れ、0.84 mL の pH 調整溶液を添加し、30°C で培養した。培養試料の N_2O 濃度の測定方法については、第3章 第3節で説明した通りである。ただし、培養期間については、堆肥ペレットでは 90 日間、窒素付加堆肥ペレットでは 42 日間とした (各供試堆肥で発生が $0.1 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ 以下になるまで)。全培養期間のうち、培養直後の N_2O 発生ピークを含む期間を「培養初期」(堆肥ペレットでは 0~14 日後、窒素付加堆肥ペレットでは 0~7 日後)、それ以外の期間を「培養後期」(堆肥ペレットでは 14~90 日後、窒素付加堆肥ペレットでは 7~42 日後)として 2 つに分けた。また、各調査時点で培養試料をアクリルチューブに密封してから、直後 (0 時間)、1 時間後、2 時間後にヘッドスペースのガスを採取し、 N_2O 濃度を測定した。また、1 週間に 1~4 回の頻度で蒸発分の水分をイオン交換水で補充した。

堆肥の理化学性の調査については、上述の N_2O 発生調査とは別に培養試験を実施し、100 mL のビーカーに 8.0 g の供試堆肥を入れ、4.80 mL の pH 調整溶液を均一に添加し、30°C で培養した。堆肥ペレットでは培養期間中 6 回 (培養 1、4、7、14、44、90 日後)、窒素付加堆肥ペレットでは 5 回 (培養 1、3、7、14、42 日後) 調査を行った。上記に加え、酸性処理区 (pH5.3、6.0) のみ、堆肥ペレットでは 28 日後、窒素付加堆肥ペレットでは 30 日後に調査した。各 pH 処理・各調査日につき、3 反復を設けた。培養後、供試堆肥を乳鉢ですりつぶし、そのうち 5 g を pH 測定に、2.5 g を無機態窒素測定に、残りの 2~3 g を水分測定に用いた。pH については、堆肥を 100 mL ポリプロピレン容器に入れ、10 倍量 (50 mL) のイオン交換水を加えてよく混ぜ、pH メーター (HM-50V、東亜ディーケーケー (株)) で測定した。無機態窒素 (亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、アンモニア態窒素) については、堆肥を 50 mL ポリプロピレン容器に入れ、10 倍量 (25 mL) の 2 mol L^{-1} 塩化カリウム溶液を加えて、1 時間振とうし、ろ紙 (No.131、アドバンテック東洋 (株)) でろ過した後、ろ液をオートアナライザー (AACS-II、Bran+Luebbe GmbH) で分析し、無機態窒素濃度を決定した。水分については、乾熱法 (105°C) により測定した。

第2項 結果および考察

堆肥ペレットの N_2O 発生推移をみると (図 6-1(a))、中性およびアルカリ性処理区で、培養 1 日後に N_2O 発生ピークが確認された (pH7.0、8.0、8.6 処理区でそれぞれ 6.1 、 1.4 、 $0.9 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ の発生)。発生ピーク後はアルカリ性処理区 (pH8.0 および 8.6 処理区) で培養 5 日後に、pH7.0 処理区で培養 14 日後に発生が収束し ($0.1 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ 未満の発生)、それ以降は発生がほとんど見られなかった。酸性処理区について、培養初期 (0~14 日後) は pH6.0 処理区で培養 4 日後に発生ピークが確認されたが ($2.3 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)、pH5.3 処理区では低い発生 ($0.0 \sim 0.5 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$) であった。しかし、培養 14 日後以降、酸性処理区で再度発生が確認され、これらの発生は pH6.0 処理区では培養 28 日後に ($1.6 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)、pH5.3 処理区では培養 44 日後に ($1.9 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$) 発生が最大となり、それぞれ培養 77 日後、培養 90 日後に発生が収束した。

窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生推移をみると (図 6-1(f))、pH5.3 処理区を除く全ての処理区で、培養 1~3 日後に N_2O 発生ピークが確認された。発生ピーク後は速やかに発生が低下した。発生ピークの値は pH7.0 および 8.0 処理区で最も高かったが ($2.4 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$)、堆肥ペレットの pH7.0 処理区のそれよりは低かった。培養 7~36 日後には、酸性処理区 (pH5.3、6.0 処理区) で、 $0.0 \sim 0.4 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ の低い N_2O 発生が確認された。

堆肥の亜硝酸態窒素の推移をみると (図 6-1(b),(g))、堆肥ペレットおよび窒素付加堆肥ペレットの両方において、中性およびアルカリ性処理区で培養開始から 1~3 日後の間に亜硝酸態窒素の蓄積が確認された。アルカリ性条件で亜硝酸態窒素が蓄積することは、他の研究でも報告されており (Van Cleemput and Samater 1995、Stevens *et al.* 1998)、本試験でも同様の結果となった。また、これらの pH 処理区では、両供試堆肥において、同じ時期 (培養 1~3 日後) に N_2O の発生ピークも生じた (図 6-1(a),(f))。これまでの報告 (井上・渋川 2008、Hayakawa *et al.* 2009) や第 5 章 第 3 節の培養試験の結果から、堆肥ペレット施用直後の N_2O 発生ピークは脱窒が主要な発生過程であると考察され、また、脱窒では亜硝酸態窒素は段階的に還元されて N_2O となる。よって、中性およびアルカリ性処理区の培養初期における N_2O の多量発生は同時期に起こる亜硝酸態窒素の蓄積と関連している可能性がある。堆肥ペレットの pH6.0 処理区では培養 4~14 日後に亜硝酸態窒素の生成が確認されたが、同堆肥の中性およびアルカリ性処理区より小さかった。堆肥ペレットの pH5.3 処理区、窒素付加堆肥ペレットの pH6.0 および 5.3 処理区では、培養期間中、亜硝酸態窒素がほとんど確認されなかった。

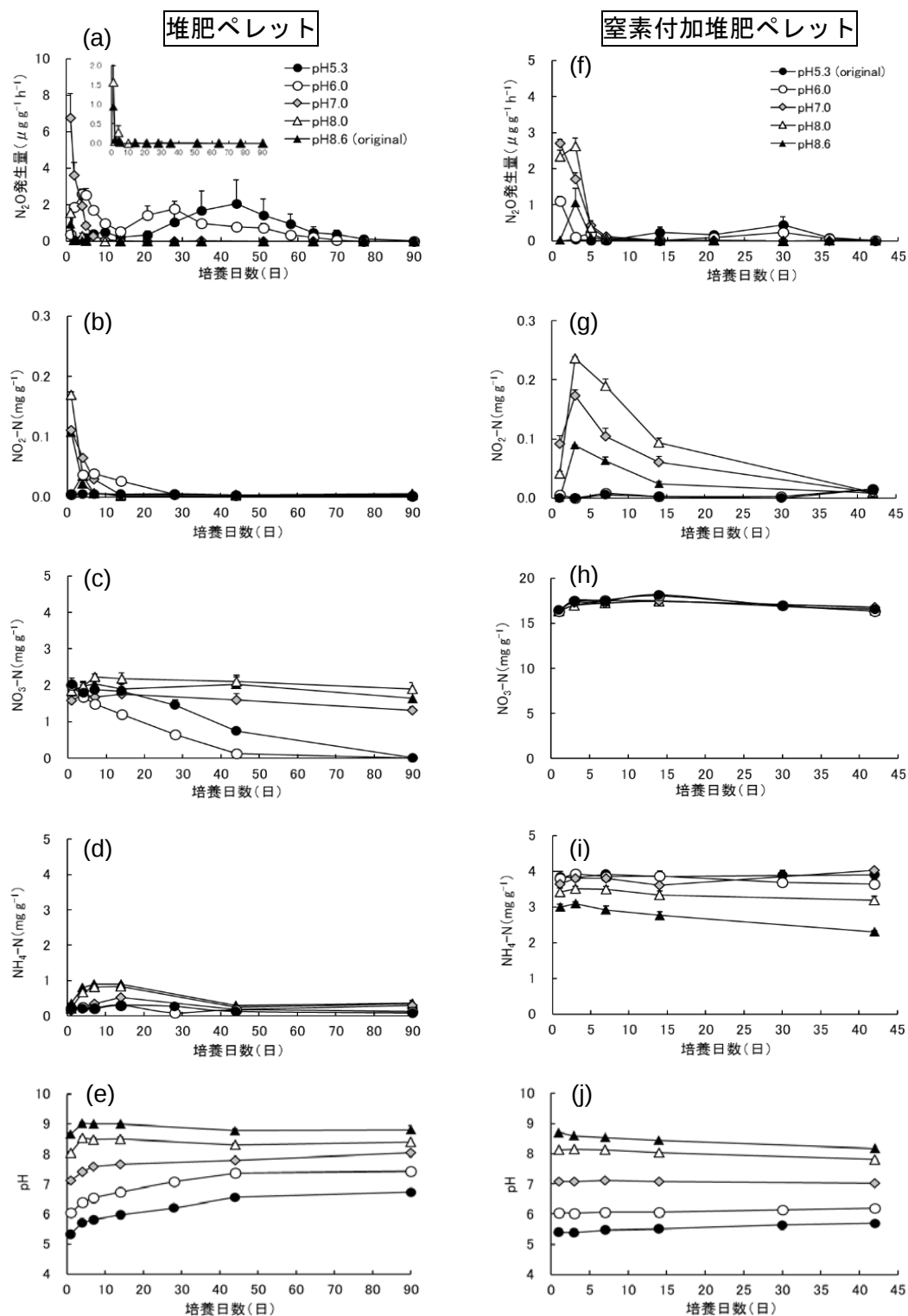


図 6-1 堆肥の pH を異なる条件にした場合の N_2O -N (a, f)、 $\text{NO}_2\text{-N}$ (b, g)、 $\text{NO}_3\text{-N}$ (c, h)、 $\text{NH}_4\text{-N}$ (d, i) pH (e, j) の推移

左の列 (a-e) は堆肥ペレットを、右の列 (f-j) は窒素付加堆肥ペレットを供試試料とした時の結果である。(a) の左上の図は pH8.0、8.6 の結果を拡大して表示したものである。

堆肥の硝酸態窒素の推移は（図 6-1(c),(h)）、供試堆肥によって異なった。堆肥ペレットについて、中性およびアルカリ性処理区では、培養期間を通じてほとんど変化がなかった。一方、酸性処理区では培養後期（培養 14～90 日後）に徐々に低下し、最終的に同処理区の硝酸態窒素は消失した。 N_2O の発生も同時に起こっていることから、堆肥ペレットの酸性処理区における培養後期の N_2O 発生は、この硝酸態窒素の消失、すなわち堆肥の硝酸態窒素の脱窒により起こっている可能性がある。窒素付加堆肥ペレットについては、全ての pH 処理区で、培養期間を通じて硝酸態窒素の変化はほとんどなかった。

堆肥のアンモニア態窒素の推移については（図 6-1(d),(i)）、供試堆肥によって異なった。堆肥ペレットでは、培養初期（培養 0～14 日後）に、酸性処理区と比べ、中性およびアルカリ性処理区でアンモニア態窒素の増加が確認され、それ以降は徐々に低下した。特に pH8.0 および 8.6 処理区の培養 1～4 日後の増加が顕著であった。同様に Fu *et al.* (1987) は作物残さを処理した土壌で pH の値が上昇する程、窒素無機化が高まることを報告している。窒素付加堆肥ペレットでは、pH8.6 処理区を除き、培養期間を通じてほとんど変化は見られなかった。しかし、アルカリ性処理区において堆肥に元々含まれる量よりもアンモニア態窒素が少なくなっていることや、pH8.6 処理区で培養後半にかけて緩やかに減少しているのは、高濃度の水酸化ナトリウム溶液（pH 調整溶液）の添加により、アンモニア揮散が生じたためと考えられる。

堆肥の pH については（図 6-1(e),(j)）、堆肥ペレット、窒素付加堆肥ペレット共に、培養 1 日後に全ての処理区において、目的の pH の値となった。その後は堆肥ペレットで、特に酸性および中性処理区において、培養終了時（培養 90 日後）までに pH の値が上昇する傾向が見られた。具体的には、培養終了時に、pH5.3 処理区では 6.7 に、pH6.0 処理区では 7.4 に、pH7.0 処理区では 8.0 に上昇した。堆肥ペレットの酸性処理区（pH6.0 および 5.3 処理区）の培養後期における pH 上昇は、補償する水素イオンが減少することとの関連から、前述した培養後半の硝酸態窒素含量の低下と関連している可能性がある。窒素付加堆肥ペレットについては、堆肥ペレットと比べ、培養期間を通じて pH の変動は小さかった。

積算 N_2O -N 発生量についてみると（表 6-1）、堆肥ペレットでは、全培養期間（90 日間）で、酸性処理区の発生量（pH5.3 および 6.0 処理区でそれぞれ 1446.2 、 $1458.4 \mu\text{g g}^{-1}$ ）が、他の処理区（ $33.4 \sim 391.2 \mu\text{g g}^{-1}$ ）よりも大きかった。酸性処理区の発生量が大きいのは、同処理区で培養後期（培養 14～90 日後）の N_2O 発生量が大きいことに由来する。一方、窒素付加堆肥ペレットの全培養期間（42 日間）の発生量については、pH 処理による有意な差は見

られなかった ($57.9 \sim 215.2 \mu\text{g g}^{-1}$)。また、培養期間全体の発生量に対する培養初期の発生量の割合については、堆肥ペレットおよび窒素付加堆肥ペレットの両方において、中性およびアルカリ性条件で高く ($79.4 \sim 96.1\%$)、酸性条件で比較的低かった ($1.5 \sim 43.6\%$)。

表 6-1 室内培養試験における積算 N_2O -N 発生量

処理区	堆肥ペレット			窒素付加堆肥ペレット		
	全培養期間 (0~90 日後)	培養初期 (0~14 日後)	培養後期 (14~90 日後)	全培養期間 (0~42 日後)	培養初期 (0~7 日後)	培養後期 (7~42 日後)
pH 5.3	1446.2±764.5 a [16.07±8.49] (100.0%)	80.6±22.9 b [5.76±1.63] (5.6%)	1365.7±783.8 a [17.97±10.31] (94.4%)	152.4±70.7 a [3.62±1.68] (100.0%)	2.3±1.1 b [0.33±0.16] (1.5%)	150.0±69.6 a [4.29±1.99] (98.5%)
pH 6.0	1458.4±24.9 a [16.20±0.28] (100.0%)	426.4±48.6 a [30.46±3.47] (29.2%)	1032.0±68.9 ab [13.58±0.91] (70.8%)	114.8±52.7 a [2.73±1.25] (100.0%)	50.1±11.5 b [7.15±1.64] (43.6%)	64.7±41.3 ab [1.85±1.18] (56.4%)
pH 7.0	391.2±54.1 ab [4.35±0.60] (100.0%)	376.1±54.8 a [26.86±3.92] (96.1%)	15.1±7.2 b [0.20±0.10] (3.9%)	194.4±15.3 a [4.63±0.37] (100.0%)	182.2±14.1 a [26.03±2.02] (93.7%)	12.2±3.3 ab [0.35±0.10] (6.3%)
pH 8.0	49.6±13.4 b [0.55±0.15] (100.0%)	45.7±14.5 b [3.26±1.03] (92.2%)	3.9±1.2 b [0.05±0.02] (7.8%)	215.2±16.8 a [5.12±0.40] (100.0%)	206.0±13.1 a [29.44±1.88] (95.7%)	9.2±3.8 b [0.26±0.11] (4.3%)
pH 8.6	33.4±16.1 b [0.37±0.18] (100.0%)	26.5±16.3 b [1.89±1.16] (79.4%)	6.9±2.4 b [0.09±0.03] (20.6%)	57.9±21.1 a [1.38±0.50] (100.0%)	52.0±19.5 b [7.43±2.79] (89.9%)	5.9±2.5 b [0.17±0.07] (10.1%)

同じ列のアルファベットの小文字が同一の場合、同じ堆肥・培養期間の積算 N_2O -N 発生量で有意差がないことを示す (Tukey 検定の 5%水準)。各処理の値の上段は所定の培養期間中の積算 N_2O -N 発生量 (単位: $\mu\text{g g}^{-1}$) を、中段 (カギカッコ) は 1 日あたりの N_2O -N 発生量 (単位: $\mu\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$) を、下段 (両カッコ) は全培養期間の積算 N_2O -N 発生量を 100%とした時の培養初期、培養後期のそれぞれの割合を示す。

既往の研究 (井上・渋川 2008、Hayakawa *et al.* 2009) や第 4 章 第 2 節、第 3 節の圃場試験の結果をみると、堆肥ペレット施用直後 (施用から数週間以内) に多量の N_2O が発生し、これが全体の積算発生量に大きく寄与する。そこで、本培養試験において、培養初期 (堆肥ペレットでは培養 0~14 日後、窒素付加堆肥ペレットでは培養 0~7 日後) の発生量に着目してみると、堆肥ペレットでは、pH6.0 および pH7.0 処理区、また、窒素付加堆肥ペレットでは、pH7.0 および pH8.0 処理区で、同じ堆肥の他の pH 処理区よりも有意に発生量が大きかった (表 6-1)。培養初期に堆肥ペレットの pH 値は、pH6.0 処理区で 6.7、pH7.0 処理区で 7.7 に上昇することから (図 6-1(e),(j))、培養初期における N_2O 発生量は、中性付近~弱アルカリ性条件で大きくなる傾向となった。窒素付加堆肥ペレットで N_2O 発生が低いことの原因解明について、もし pH がその重要な要因であれば、堆肥ペレット (元々の pH は pH8.6) を窒素付加堆肥ペレットの pH (pH5.3) に調整すると N_2O 発生が低減、その逆に、窒素付加堆肥ペレット (元々の pH は 5.3) を堆肥ペレットの pH (pH8.6) に調整すると N_2O 発生量が増加することが想定される。堆肥ペレットを pH5.3 に調整した際、窒素付加堆肥ペレ

トと同様に培養直後の N_2O 発生ピークは確認されず (図 6-1(a))、また、窒素付加堆肥ペレットを pH8.6 に調整すると堆肥ペレットと同様に培養直後 (3 日後) に N_2O 発生ピークが出現した (図 6-1(f))。しかし、培養初期の N_2O 発生量 (単位: $\mu\text{g g}^{-1}$) についてみると、堆肥ペレットの pH8.6 処理区 (無調整) は 26.5、pH5.3 処理区は 80.6、窒素付加堆肥ペレットの pH5.3 処理区 (無調整) は 2.3、pH8.6 処理区は 52.0 であった。堆肥ペレットを pH5.3 に調整すると、培養初期の N_2O 発生量は減少せず、逆に増加した。また、窒素付加堆肥ペレットを pH8.6 に調整すると、想定通り培養初期の N_2O 発生量が増加したが、統計的に有意な差は認められなかった。

以上から本項の内容をまとめると、pH は N_2O の発生推移、特に培養初期の N_2O 発生ピークの出現に影響を及ぼすことが明らかとなった。中性およびアルカリ性処理区では、堆肥ペレットおよび窒素付加堆肥ペレットの両ペレットで、培養開始直後 (1~3 日後) に N_2O 発生ピークが確認された。また、同時期に同 pH 処理区で、堆肥の亜硝酸態窒素の蓄積が確認され、この亜硝酸態窒素の脱窒による N_2O 発生が示唆された。全培養期間の N_2O 発生量に対する、培養初期 (堆肥ペレットでは 0~14 日後、窒素付加堆肥ペレットでは 0~7 日後) の N_2O 発生量の割合は、中性およびアルカリ性処理区で高く、酸性処理区では低かった。堆肥ペレットでは、全培養期間 (90 日間) の N_2O 発生量は、酸性処理区でアルカリ性処理区よりも有意に高かった。堆肥ペレットの酸性処理区では、全培養期間のうち培養後期 (14~90 日後) の N_2O 発生が大きく、同時期に堆肥の硝酸態窒素が減少したことから、この硝酸態窒素が脱窒して N_2O が発生したと推察された。窒素付加堆肥ペレットの全培養期間 (42 日間) の N_2O 発生量は pH 処理による有意な差は見られなかった。pH と窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減との関係については、pH 調整により、培養直後の N_2O 発生ピークの有無は再現できたものの、培養初期の N_2O 発生量を有意に低減、または増加させることができなかったことから、pH は窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減に対して、直接的な要因ではなく、発生低減の原因解明には他の要因も含めて検討する必要があると考えられた。

第 3 節 無機態窒素の影響

第 1 項 材料および方法

(1) 供試堆肥

供試堆肥として、本章第 2 節の pH の試験と同様に、第 4 章 第 3 節 第 1 項で示した「堆肥ペレット」および「窒素付加堆肥ペレット」の 2 つを使用した。

(2) 硝酸態窒素の影響

処理区として、上述の「堆肥ペレット」に対し、イオン交換水（対照区、以降「P」と表記、硝酸態窒素は約 1 mg g^{-1} ）、そして堆肥中の硝酸態窒素がそれぞれ、3.5、5.0、10、 20 mg g^{-1} となるよう異なる濃度の硝酸カリウム溶液を添加した処理（各々「P-NO3_3.5」、「P-NO3_5」、「P-NO3_10」、「P-NO3_20」と表記）、さらに、「窒素付加堆肥ペレット」にイオン交換水を添加した処理（以降「NP」と表記、堆肥の硝酸態窒素は約 20 mg g^{-1} ）の計6つを設けた。各処理につき3反復とした。なお、「P-NO3_20」は堆肥の硝酸態窒素が「NP」と同等であり、「P-NO3_3.5」、「P-NO3_5」、「P-NO3_10」は硝酸態窒素が段階的に「NP」に近づくよう設定した。本章第2節のpHの試験同様、供試堆肥ペレット重量（生重）に対し、0.6倍量の体積のイオン交換水または硝酸カリウム溶液を添加した。また、堆肥ペレットは土壌へ混和せず、堆肥ペレットのみを培養した。

N_2O 発生量の調査については、本章第2節と同様に50 mLのビーカーに供試堆肥ペレット8粒（1.4 g）を入れ、0.84 mLのイオン交換水または硝酸カリウム溶液を添加し、 30°C で培養した。培養試料の N_2O 濃度の測定方法については、第3章 第3節の通りである。ただし、培養期間は14日間で、ガス調査は培養開始から1、2、3、5、7、14日後に実施した。また、各調査時点で培養試料をアクリルチューブに密封してから、直後（0時間）、1時間後、2時間後にヘッドスペースのガスを採取し、 N_2O 濃度を測定した。また、1週間に1～4回の頻度で蒸発分の水分をイオン交換水で補充した。

(3) アンモニア態窒素の影響

材料と方法は基本的に前述の「(2) 硝酸態窒素の影響」と同じであるが、異なる部分のみ下記に記載する。処理区は「堆肥ペレット」に対し、イオン交換水（対照区、堆肥のアンモニア態窒素は約 0 mg g^{-1} ）、そして堆肥のアンモニア態窒素がそれぞれ2、 4 mg g^{-1} となるよう異なる濃度の硫酸アンモニウム（硫安）溶液を添加した処理（それぞれ「P」、「P-NH4_2」、「P-NH4_4」と表記）、堆肥のアンモニウム態窒素および硝酸態窒素がそれぞれ 4 mg g^{-1} 、 20 mg g^{-1} となるよう硫安・硝酸カリウム混合溶液を添加した処理（「P-NH4+NO3」と表記）、さらに「窒素付加堆肥ペレット」にイオン交換水を添加した処理（「NP」と表記、堆肥のアンモニア態窒素は約 $3\sim 4 \text{ mg g}^{-1}$ ）の計5つを設けた。なお、「P-NH4_4」は堆肥のアンモニア態窒素が「NP」と同等で、「P-NH4_2」は「P」と「NP」の間である。また、「P-NH4+NO3」はアンモニア態窒素、硝酸態窒素共に「NP」と同等である。

(4) 堆肥の理化学性の調査

堆肥の理化学性の調査は、 N_2O 発生調査とは別途に実施した。処理区は上述の「(2) 硝酸態窒素の影響」、「(3) アンモニア態窒素の影響」の処理のうち、「P」、「P-NO3_10」、「P-NO3_20」、「N-NH4+NO3」、「NP」の 5 つとした。100 mL のビーカーに 8.0 g の供試堆肥を入れ、4.80 mL のイオン交換水、硝酸カリウム溶液、硫酸・硝酸カリウム混合溶液を均一に添加し、30°C で培養した。培養開始から 1、7、14 日後に、供試堆肥を乳鉢ですりつぶし、そのうち 5 g を pH 測定に、2.5 g を無機態窒素測定に、残りの 2~3 g を水分測定に用いた。各処理・各調査日につき、3 反復を設けた。堆肥の pH、無機態窒素（亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、アンモニア態窒素）、そして水分の調査方法については、前節の pH の調査の時と同様であるので省略する。

第 2 項 結果および考察

(1) 硝酸態窒素の影響

図 6-2 に堆肥ペレットへ硝酸態窒素として硝酸カリウムを添加した際の N_2O の発生推移を示した。「NP」を除いた全ての処理区で、培養 1 日後に N_2O 発生ピークが確認されたが、硝酸態窒素が「P-NO3_5」よりも大きい場合、堆肥の硝酸態窒素量が多いほど、 N_2O 発生ピークが小さくなった。培養 1 日後の「P-NO3_20」の発生ピーク値は、「P」および「P-NO3_3.5」よりも有意に小さい値となった (Tukey 検定の 5% 水準、表 6-2)。発生ピーク後は速やかに発生が低下し、培養 5 日後以降はほとんど発生が確認されなかった ($0.1 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ 以下)。

「NP」については、培養期間を通じて低い発生であった ($0.1 \mu\text{g g}^{-1} \text{h}^{-1}$ 以下の発生)。培養開始時の堆肥の硝酸態窒素量と培養期間 (14 日間) の積算 N_2O 発生量の関係を調べると、負の相関関係が認められた (図 6-3)。培養期間の積算 N_2O 発生量は (表 6-2)、堆肥の硝酸態窒素量が「P-NO3_5」よりも大きい場合、堆肥の硝酸態窒素量が多いほど、発生量が小さくなる傾向がみられた。「P-NO3_3.5」は「P」よりも発生量が大きかった。すなわち、発生量は大きい方から「P-NO3_3.5」 > 「P」 > 「P-NO3_5」 > 「P-NO3_10」 > 「P-NO3_20」 > 「NP」の順となった。しかし、「P-NO3_3.5」と「NP」の関係を除いて、処理区間で統計的に有意な差はみられなかった (Tukey 検定の 5% 水準、表 6-2)。

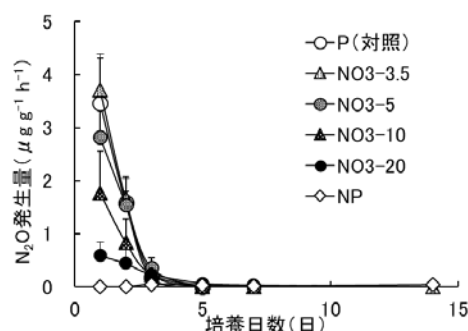


図 6-2 異なる濃度の硝酸カリウム溶液を堆肥ペレットへ添加した際の N_2O -N 発生推移（室内培養試験）

凡例の NO3 の後の数値は硝酸カリウム溶液添加後の堆肥の硝酸態窒素含量を示す（単位： mg g^{-1} ）。P（対照）はイオン交換水のための添加で、堆肥の硝酸態窒素含量は約 2 mg g^{-1} 。NP は窒素付加堆肥ペレットを示す。

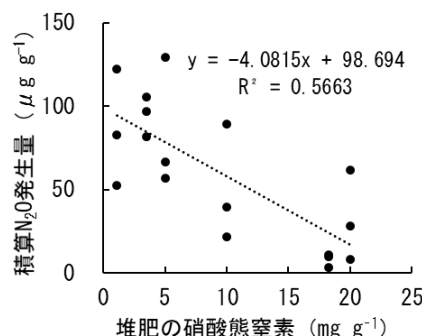


図 6-3 堆肥の硝酸態窒素量と培養期間中の積算 N_2O -N 発生量との関係

表 6-2 異なる濃度の硝酸カリウム溶液を堆肥ペレットへ添加した際の培養 1 日後の N_2O -N 発生値および培養期間中（14 日間）の積算 N_2O -N 発生量（室内培養試験）

	処理区					
	P	P-NO3_3.5	P-NO3_5	P-NO3_10	P-NO3_20	NP
培養 1 日後の N_2O -N 発生値 ($\mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)	3.5 $\pm$ 0.9 a	3.7 $\pm$ 0.6 a	2.8 $\pm$ 0.7 ab	1.8 $\pm$ 0.8 abc	0.6 $\pm$ 0.2 bc	0.0 $\pm$ 0.0 c
培養期間（14 日間）の積算 N_2O -N 発生量 ($\mu\text{g g}^{-1}$)	85.9 $\pm$ 24.8 ab	94.6 $\pm$ 8.5 a	84.4 $\pm$ 27.7 ab	50.3 $\pm$ 24.8 ab	32.6 $\pm$ 19.1 ab	8.1 $\pm$ 2.9 b

同じ行のアルファベットの小文字が同一の場合、有意差がないことを示す（Tukey 検定の 5% 水準）。処理区の凡例は図 6-2 の脚注を参照。

（2）アンモニア態窒素の影響

図 6-4 にアンモニア態窒素として硫酸を、ならびに硝酸態窒素として硝酸カリウムを併用して添加した際の N_2O 発生推移を示した。「P」、「P-NH₄_2」、「P-NH₄_4」は培養 1 日後に N_2O の発生ピークが確認され、大きさも同程度であった（ $1.8 \sim 2.5 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 、表 6-3）。発生ピーク後は速やかに低下し、培養 5 日後以降はほとんど発生が確認されなかった（ $0.1 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 以下）。「P-NH₄+NO₃」では培養 1～2 日後に低い発生（ $0.1 \sim 0.3 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ）が確認されたが、前述の「P」、「P-NH₄_2」、「P-NH₄_4」の発生ピーク値と比べると、非常に小さい値であった。また、培養 5 日後以降はほとんど発生が確認されなかった（ $0.1 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 以下）。「NP」は培養期間を通じて、低い発生であった（ $0.1 \mu\text{g g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 以下の発生）。培養期間の積算 N_2O 発生量について（表 6-3）、「P」と比較すると、「P-NH₄_2」および「P-NH₄_4」は同等で、「P-NH₄+NO₃」および「NP」は有意に低い値となった。

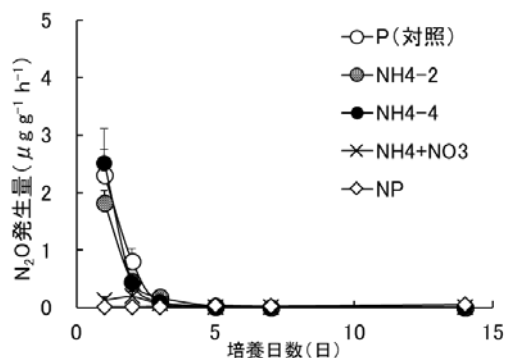


図 6-4 異なる濃度の硫酸アンモニウム溶液ならびに硫酸アンモニウム・硝酸カリウム混合溶液を堆肥ペレットへ添加した際の N_2O -N 発生推移（室内培養試験）

凡例の NH_4 の後の数値は硫酸アンモニウム溶液添加後の堆肥のアンモニア態窒素含量を示す（単位： $mg\ g^{-1}$ ）。P（対照）はイオン交換水のための添加で、堆肥のアンモニア態窒素含量は約 $0\ mg\ g^{-1}$ 。NH4+NO3 は堆肥中の無機態窒素含量が窒素付加堆肥ペレット（NP）と同等（硝酸態窒素： $40\ mg\ g^{-1}$ 、アンモニア態窒素： $4\ mg\ g^{-1}$ ）となるよう硫酸アンモニウム・硝酸カリウム混合溶液を添加。

表 6-3 異なる濃度の硫酸アンモニウム溶液ならびに硫酸アンモニウム・硝酸カリウム混合溶液を堆肥ペレットへ添加した際の培養 1 日後の N_2O -N 発生値および培養期間中（14 日間）の積算 N_2O -N 発生量（室内培養試験）

	処理区				
	P	P-NH4_2	P-NH4_4	P-NH4+NO3	NP
培養 1 日後の N_2O -N 発生値 ($\mu g\ g^{-1}\ h^{-1}$)	$2.3 \pm 0.8\ a$	$1.8 \pm 0.2\ a$	$2.5 \pm 0.2\ a$	$0.1 \pm 0.0\ b$	$0.0 \pm 0.0\ b$
培養期間（14 日間）の積算 N_2O -N 発生量 ($\mu g\ g^{-1}$)	$50.6 \pm 16.6\ a$	$41.1 \pm 10.2\ ab$	$45.3 \pm 0.7\ a$	$10.5 \pm 4.8\ b$	$8.1 \pm 1.1\ b$

同じ行のアルファベットの小文字が同一の場合、有意差がないことを示す（Tukey 検定の 5%水準）。処理区の凡例は図 6-4 の脚注を参照。

（3）堆肥の理化学性の推移

図 6-5 に堆肥ペレットへ硝酸態窒素として硝酸カリウムを、さらにアンモニア態窒素として硫酸を併用して添加した際の堆肥の理化学性の推移を示した。堆肥の亜硝酸態窒素について（図 6-5(a)）、「P」および「P-NO3_10」では、培養 1 日後に他区よりも大きい生成が確認され（ $0.13 \sim 0.14\ \mu g\ g^{-1}$ ）、培養 7 日後にかけて減少し（ $0.01 \sim 0.02\ \mu g\ g^{-1}$ ）、その後は低い値（ $0.01\ \mu g\ g^{-1}$ ）を推移した。「P-NO3_20」および「P-NH4+NO3」では、培養 1 日後に亜硝酸態窒素の生成が確認されたが（ $0.03 \sim 0.06\ \mu g\ g^{-1}$ ）、前述の「P」および「P-NO3_10」と比べ小さかった。しかし、培養 7 日後にかけて増加し（ $0.10 \sim 0.13\ \mu g\ g^{-1}$ ）、その後減少するものの、培養終了時（培養 14 日後）にも $0.04 \sim 0.06\ \mu g\ g^{-1}$ の亜硝酸態窒素が存在した。「NP」は、培養期間を通じて堆肥の亜硝酸態窒素量が少なかった（ $0.00\ \mu g\ g^{-1}$ ）。硝酸態窒素については（図 6-5(b)）、全ての処理区で、培養期間を通じて変動がほとんどみられなかった。アンモニア態窒素について（図 6-5(c)）、「P-NH4+NO3」および「NP」では、培養期間を通じ

て変動がほとんど見られなかった。「P-NO3_10」および「P-NO3_20」では、培養 1 日後はほとんど生成が確認されなかったが ($0.02 \sim 0.03 \mu\text{g g}^{-1}$)、培養終了時 (14 日後) にかけて緩やかに増加した ($0.55 \sim 0.72 \mu\text{g g}^{-1}$)。「P」は培養 1 日後に $0.36 \mu\text{g g}^{-1}$ のアンモニア態窒素の生成が確認され、培養 7 日後にかけて緩やかに増加し ($0.77 \mu\text{g g}^{-1}$)、その後は横ばいとなった。pH については (図 6-5(d))、全ての処理区で培養開始から終了時にかけて微増 ($0.2 \sim 0.4$) する傾向がみられたが、大きな変動はなかった。また処理区の pH の高低は一定で、低い方から「NP」($5.3 \sim 5.5$) $\ll$ 「P-NH₄+NO₃」($8.0 \sim 8.2$) < 「P-NO₃_20」($8.2 \sim 8.6$) < 「P-NO₃_10」($8.4 \sim 8.8$) < 「P」($8.7 \sim 9.0$) の順となり、各調査日で処理による有意差が認められた (Tukey 検定の 5% 水準)。

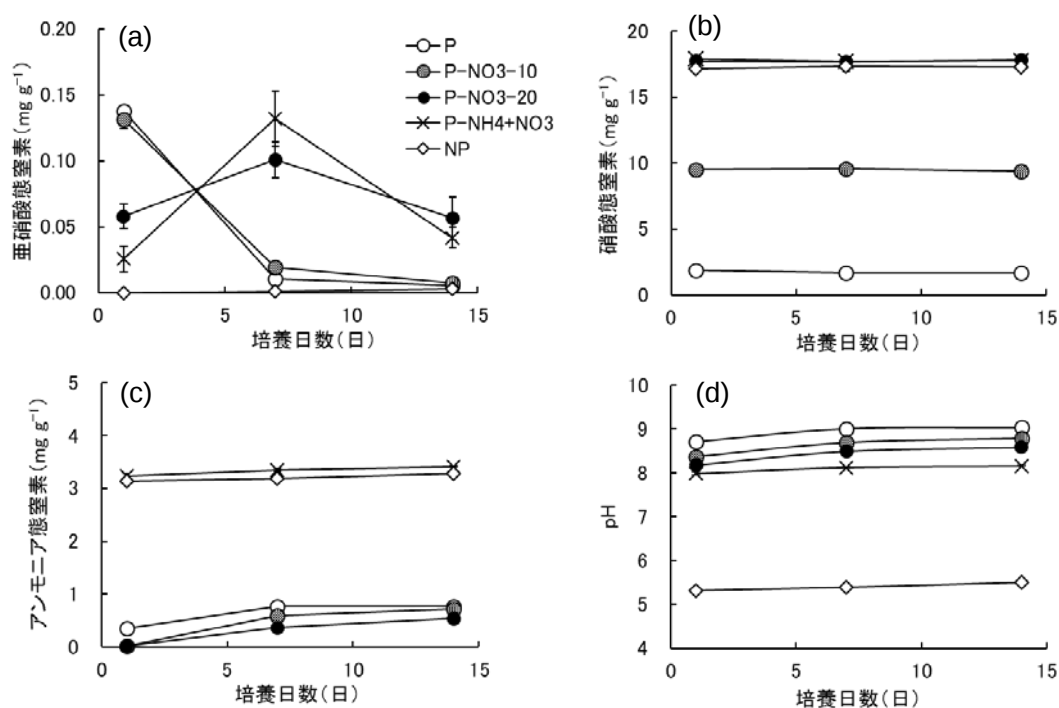


図 6-5 異なる濃度の硝酸カリウム溶液ならびに硫酸アンモニウム・硝酸カリウム混合溶液を堆肥ペレットへ添加した際の培養期間中 (14 日間) の堆肥の無機態窒素含量および pH の推移 (室内培養試験)

凡例については図 6-2、図 6-4 の脚注を参照

(4) 考察

培養 1 日後の発生ピーク値や培養期間 (14 日間) の積算 N₂O 発生量について、「P」と比べて有意な減少が見られたのは、「NP」を除くと、培養 1 日後のピーク値では「P-NO3_20」と「P-NH₄+NO₃」、積算発生量は「P-NH₄+NO₃」で、硝酸カリウム (および硫酸アンモニウ

ム) の添加量が高い処理区であった。堆肥の硝酸態窒素と積算 N_2O 発生量の間に負の相関が確認されることから (図 6-3)、高濃度で硝酸カリウム (または硫酸アンモニウム) を添加することは、 N_2O 発生に対し抑制的に作用することが考えられる。同様に廃水処理の反応槽において、高濃度の硝酸態窒素廃水により、脱窒による硝酸態窒素の除去が抑制されることが報告されている (Francis and Mankin 1977)。ただし、「P-NO3_20」および「P-NH4+NO3」は、無機態窒素 (硝酸態窒素およびアンモニア態窒素) を高濃度で含有していると同時に、添加源が硝酸カリウム、硫酸アンモニウムであることから、カリウムイオンや硫酸イオンも高濃度で含有しているため、無機態窒素以外の塩類も影響している可能性もある。

また、堆肥の理化学性をみると、培養 1 日後の「P-NO3_20」および「P-NH4+NO3」の亜硝酸態窒素は、硝酸カリウム無添加の「P」や添加量が少ない「P-NO3_10」と比べて小さくなっていた (図 6-5(a))。前節の pH の影響の調査で、培養初期の亜硝酸態窒素の生成と初期の N_2O 発生ピークは関連しており、また、本培養試験の N_2O 発生推移 (図 6-2、図 6-4) から、積算 N_2O 発生量はほとんど培養 1 日後の発生ピークの値で決まることが推察され、硝酸カリウムおよび硫酸アンモニウムを高濃度で添加することにより、培養初期の堆肥の亜硝酸態窒素の生成、そして初期の N_2O 発生ピークが抑制され、これが積算発生量の低減につながったと考えられる。

第 4 節 結論

窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減要因の解明のため、通常の堆肥ペレットと異なり、かつ N_2O 発生へ影響を及ぼす可能性がある理化学性である、堆肥の pH、無機態窒素に着目して調査した。

堆肥の pH が N_2O 発生に及ぼす影響を室内培養試験により調査したところ、 N_2O 発生推移、特に培養初期の N_2O 発生ピークの有無に影響を与えることが明らかとなった。すなわち、アルカリ性・中性条件では、培養初期に N_2O 発生ピークを生じ、培養全体の発生に対する培養初期の発生の寄与が大きいのに対し、酸性条件では、培養後期に N_2O が発生し、培養全体の発生に対する培養後期の寄与が大きかった。アルカリ性・中性条件における培養初期の N_2O 発生ピークは同時期に生成される堆肥の亜硝酸態窒素との関連が示唆された。しかし、窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減要因との関連では、通常の堆肥ペレットの pH (pH8.6) を窒素付加堆肥ペレットの pH (pH5.3) に調整しても、有意に発生量を低下させたり、また逆に、窒素付加堆肥ペレットの pH を通常の堆肥ペレットの pH に調整しても

有意に発生量を増加させたりすることができなかったため、発生低減の直接的な要因ではないと考えられた。

堆肥の無機態窒素（硝酸態窒素およびアンモニア態窒素）が N_2O 発生へ及ぼす影響については、窒素付加堆肥と同等の硝酸態窒素となるよう高濃度の硝酸カリウム溶液を堆肥ペレットへ添加した場合、培養直後（1 日後）の N_2O 発生ピークが無添加（イオン交換水のみ）の場合と比べ有意に低下した。また、硝酸態窒素に加え、アンモニア態窒素も窒素付加堆肥と同等となるよう硫酸アンモニウムを併用すると、培養直後の N_2O 発生ピークならびに積算 N_2O 発生量が無添加の場合と比べ有意に低下した。また、堆肥の硝酸態窒素量と培養試験の積算 N_2O 発生量の間には有意な負の相関が認められた。よって、堆肥ペレットに高濃度で硝酸カリウムを添加、または硫酸アンモニウムを併用すると、 N_2O 発生、特に培養直後の発生ピークに対して抑制的に作用することが明らかとなった。試験では硝酸カリウムまたは硫酸アンモニウムを添加したため、 N_2O の発生抑制が高濃度の無機態窒素に起因するのか、カリウムや硫酸イオンも含めた塩類全般に起因するのかについては今後検討する必要がある。

第7章 堆肥ペレットの施用に伴う N₂O 発生の更なる低減対策

第1節 はじめに

これまでに第4章で、堆肥ペレットの施用に伴う N₂O 発生実態について明らかにした。また、N₂O 発生低減技術開発に向け、第5章および第6章で、堆肥ペレット施用時の N₂O 発生制御要因（多量発生要因および発生低減要因）について調査した。

本章では、第5章および第6章で明らかとなった N₂O 発生制御要因ならびにその他の N₂O 発生抑制に関わる既存の知見をもとに、N₂O の発生が低い堆肥ペレットを作製し、これらのうち作物栽培利用に適し、かつ N₂O 発生の低減が期待されるものを用いて圃場で作物栽培した際の N₂O 発生低減効果を検証した。具体的には第2節で、N₂O の発生低減が期待される堆肥ペレットの候補をいくつか試作し、その効果を室内培養試験で検証した。N₂O が低発生となる堆肥ペレットの試作にあたっては、第5章および第6章で明らかとなった N₂O 発生制御要因、すなわち堆肥ペレットにおける脱窒によって N₂O 発生が促進されること（逆にいえば、脱窒が起こり難い条件で N₂O 発生が低減する可能性があること）や硝酸カリウム等の無機態窒素化合物を堆肥ペレットに高濃度で添加することで N₂O の発生が抑制制になること、ならびにこれまでに N₂O 発生を抑制することが報告されている資材（ジシアングリアミド、石灰窒素）を用いて試作した。ただし、硝酸カリウムを堆肥ペレットへ添加する場合、硝酸態窒素を含有し、溶脱による窒素成分流亡のおそれがあるため、試作にあたっては硝酸系窒素肥料ではなく尿素を用いて作製した。なお、予備的検討により、尿素を堆肥ペレットに高濃度（堆肥乾物に対し窒素成分で2～10%）で添加しても N₂O 発生を抑制することを確認した。第3節および第4節では、第2節で得られた結果や実際の作物栽培での利用を考慮して、N₂O 発生が低い堆肥ペレットを作製し、これを用いて作物栽培を行い、その実効性を検証した。具体的には、第3節で、窒素付加堆肥ペレットおよび尿素を添加した堆肥ペレットを用いてキャベツ栽培試験を、第4節で、尿素を混合した堆肥ペレットおよび微量の石灰窒素と尿素を混合した堆肥ペレットを用いてコマツナ栽培試験を実施し、N₂O 発生量を調査した。

第2節 N₂O 発生低減に向けた堆肥ペレットの作成および室内培養試験による発生低減効果の検証

第1項 材料および方法

本試験では、堆肥ペレット施用に伴う N₂O 低減に向け、表 7-1 に示す7種類の堆肥ペレ

ットを作製し、室内培養試験により各供試堆肥ペレットの N_2O 発生量を調査した。作製した堆肥ペレットについて、まず対照として、①無添加の堆肥ペレット（以降、「P」と表記）を作製した。続いて、②ジシアンジアミド（Dcd）を窒素成分（乾物）で 2% 添加した堆肥ペレット（「DcdN2%+P」）で、これは、硝化抑制剤である Dcd を添加することにより硝化由来の N_2O 発生抑制を狙った。次に、③石灰窒素を窒素成分（乾物）で 2% 添加した堆肥ペレット（「石灰窒素 N2%+P」）で、これは、石灰窒素は殺菌効果や硝化抑制効果があることが報告されており（二宮 1984；渡辺 1995）、堆肥へ添加することにより、微生物（硝化および脱窒）に由来する N_2O 発生抑制を想定した。そして、化学肥料の尿素を窒素成分（乾物）でそれぞれ④2%、⑤5%、⑥10% 添加した堆肥ペレット（各々「尿素 N2%+P」、「尿素 N5%+P」、「尿素 N10%+P」と表記）で、これらは前述したように、予備試験により硝酸カリウムではなく尿素を高濃度で添加しても N_2O 発生を抑制することが確認されたことから、異なる濃度で添加して N_2O 発生への影響を検討した。なお、「尿素 N2%+P」は、第 4 章で N_2O 発生低減が確認された窒素付加堆肥ペレットとほぼ同等の窒素含量である。最後に、⑦堆肥の水分調整を通常（28%）より高め（35%）にしてペレット成型し、その後乾燥させた高水分乾燥堆肥ペレット（「高水分乾燥 P」）で、これは、堆肥の水分を高め調整すると、乾燥後、水分が高い分（7%）だけペレット中の気相が高くなると考えられ、ペレット中が嫌氣的になり難く、脱窒による N_2O 発生も起こり難くなることを想定した。ペレットの原料堆肥は、牛ふんを主原料として熊本県合志市内の堆肥センターで製造された（理化学性は第 4 章 第 3 節 第 1 項 表 4-4 の「堆肥（バラ状）」の項を参照）。各供試堆肥ペレットは、九州沖縄農業研究センターにて、原料堆肥に所定の量の添加資材を混合して水分調整後（高水分乾燥 P のみ 35%、それ以外は全て 28%）、ディスクペレッターで径 5 mm、長さ約 8 mm のペレット状に成型して作製した。成型後は成分保持のため、水分 10% 程度に乾燥させた。

各供試堆肥ペレットの N_2O 発生量の調査については、50mL ビーカーに供試土壌（乾土 15 g 相当）を入れ、その上に供試堆肥ペレット 8 粒（高水分乾燥 P は 1.4 g、それ以外は全て 1.6 g）を均等に載せ、同量の土壌（乾土 15 g 相当）で覆った。供試土壌については、第 3 章 第 1 節で説明した九州沖縄農業研究センター内精密圃場の作土（0~15 cm）から採取し、2 mm のふるいに通したものを使用した（未風乾）。各処理 3 反復とし、対照として供試土壌のみを培養した試料についても測定した。土壌への施用後は土壌水分を最大容水量の 60%（含水比 62.1%）に調整し、30°C で培養した。培養試料の N_2O 分析方法については第 3 章 第 3 節で説明した通りである。ただし、試料をアクリルチューブに密封してからガス

採取までの時間は 1 時間、ガス採取は培養開始から 1、2、3、5、7、10、14、21、32、42、65 日後に実施した（石灰窒素 N2%+P については 4 日後も実施）。培養中は水分を 4～12 日に 1 回の頻度で補給した。

表 7-1 試作した堆肥ペレットの概要

試作堆肥ペレット	凡例	C 含有率 (乾物%)	N 含有率 (乾物%)	想定される N ₂ O 発生抑制メカニズム
慣行堆肥 ¹⁾ ペレット (対照)	P	37.6	2.2	—
Dcd ¹⁾ 由来窒素 2%添加 ²⁾ 堆肥 ¹⁾ ペレット	DcdN2%+P	37.3	4.2	硝化抑制効果により N ₂ O 発生が低減
石灰窒素由来窒素 2%添加 ²⁾ 堆肥 ¹⁾ ペレット	石灰窒素 N2%+P	35.6	3.8	殺菌作用、硝化抑制効果で N ₂ O 発生が低減
尿素由来窒素 2%添加 ²⁾ 堆肥 ¹⁾ ペレット	尿素 N2%+P	37.3	4.0	高濃度窒素成分の添加で微生物活性を抑制
尿素由来窒素 5%添加堆肥 ¹⁾ ペレット	尿素 N5%+P	36.7	7.1	高濃度窒素成分の添加で微生物活性を抑制
尿素由来窒素 10%添加堆肥 ¹⁾ ペレット	尿素 N10%+P	36.4	12.8	高濃度窒素成分の添加で微生物活性を抑制
高水分乾燥堆肥 ¹⁾ ペレット ³⁾	高水分乾燥 P	37.2	2.3	堆肥中の気相が高まり、脱窒を抑制

- 1) Dcd : ジシアンジアミド (硝化抑制剤)。
- 2) N₂O 発生低減効果が確認されている窒素付加堆肥 (堆肥化過程で生じるアンモニア等の悪臭成分を完熟堆肥に吸着して作成した堆肥) のペレット [窒素含有率 : 4.4 乾物%] とほぼ同等の窒素添加量。
- 3) 高水分乾燥堆肥ペレット : 成型時の堆肥の調整水分を通常 28%にするところを、高め (35%) にして成型し、成型後仕上げ乾燥 (10%以下) したもの。乾燥後、堆肥ペレット内部の気相率がより高まっていると考えられる。

第 2 項 結果および考察

図 7-1 に乾土あたりの N₂O-N 発生推移を示した。また、影響について解析しやすくするため、以下の 3 つ (a～c) の要因ごとにグループ分けして図示した ; (a) 添加した窒素源の違い (尿素 N2%+P、DcdN2%+P、石灰窒素 N2%+P)、(b) 尿素的添加量の違い (尿素 N2%+P (再掲)、尿素 N5%+P、尿素 N10%+P)、(c) ペレットの物理性の違い (高水分乾燥 P)。

添加した窒素源の違いについては (図 7-1(a))、石灰窒素 N2%+P を除き、培養 1 日後に発生ピークが見られ、その後は速やかに減少し、培養 7 日後以降は 10 ng g⁻¹ h⁻¹ 以下の低い発生となった。培養 1 日後の発生ピークは大きい方から、DcdN2%+P (753.1 ng g⁻¹ h⁻¹) > P (490.0 ng g⁻¹ h⁻¹) > 尿素 N2%+P (239.1 ng g⁻¹ h⁻¹) の順となった。P と比べると、DcdN2%+P は 1.54 倍大きく、尿素 N2%+P は 0.49 倍に減少した。石灰窒素 N2%+P は培養 3 日後に発生ピークが見られ (72.1 ng g⁻¹ h⁻¹)、ピークの値はその他のペレットの 1 日後の値と比べ非常に小さかった。ピーク後は速やかに減少し、培養 10 日後以降は 10 ng g⁻¹ h⁻¹ 以下の低い発生となった。添加した尿素的量の違いについては (図 7-1(b))、尿素 N2%+P については再掲)、尿素 N10%+P を除き、培養 1 日後に発生ピークが確認された。発生ピークの大きさは、P と比較すると、尿素 N2%+P では前述の通り約半分、尿素 N5%+P はほぼ同等であった (482.5 ng g⁻¹ h⁻¹)。尿素 N10%+P は、培養 1～7 日後に発生がほとんど見られなかった

($0.4 \sim 2.1 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$)。一方、培養 7 日後以降は、尿素 N10%+P および尿素 N5%+P で発生が確認され、尿素 N10%+P では培養 10~42 日後にかけて $4.4 \sim 130.4 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ の発生が、尿素 N5%+P では培養 7~32 日後にかけて $4.0 \sim 54.7 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ の発生が確認された。P および尿素 N2%+P では培養 7 日後以降、 $10 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 以下の低い発生であったが、P ($-0.1 \sim 0.1 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) よりも尿素 N2%+P ($0.2 \sim 9.7 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) でやや高い発生となった。ペレットの物理性（気相）の違いについては（図 7-1(c)）、培養 1 日後に P および高水分乾燥 P の両方で発生ピークが確認された。高水分乾燥 P の発生ピークの値 ($203.5 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) は、P のそれ ($490.0 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) の 42%であった。発生ピーク後は P および高水分乾燥 P とともに速やかに減少し、培養 5 日後以降は $10 \text{ ng g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 以下の低い発生であった。

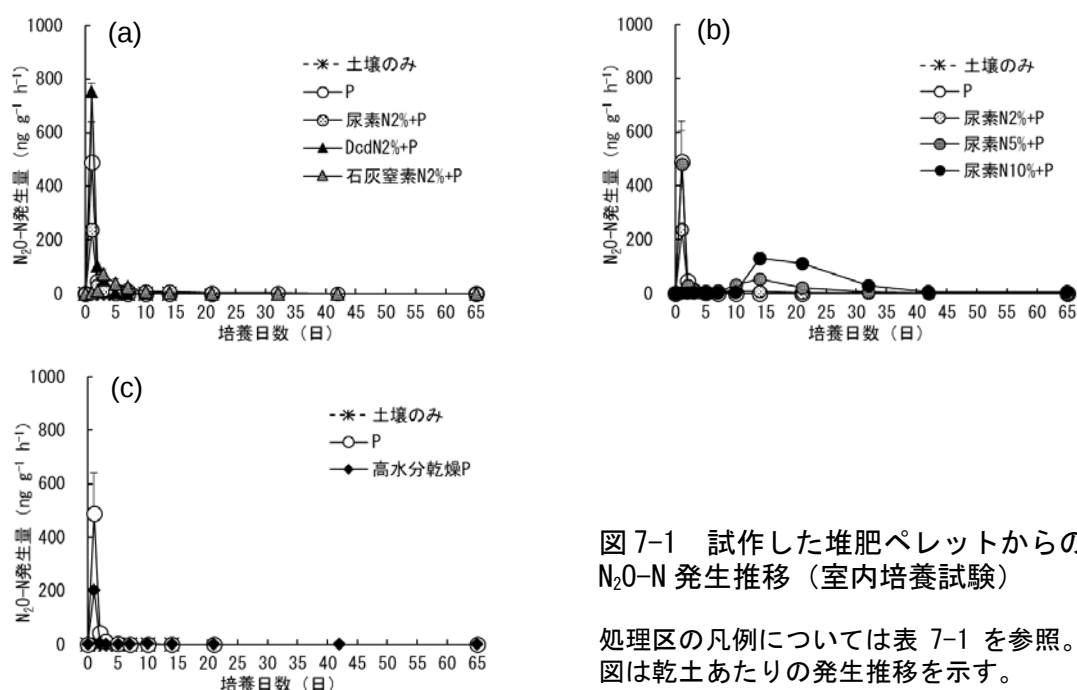


図 7-1 試作した堆肥ペレットからの N_2O -N 発生推移（室内培養試験）

処理区の凡例については表 7-1 を参照。
図は乾土あたりの発生推移を示す。

本試験で P は、これまでの圃場試験や培養試験で示されたように、培養直後（1 日後）に N_2O の発生ピークが確認された。本試作堆肥ペレットでも培養 1 日後の発生ピークに対して、異なる反応が示された。石灰窒素 N2%+P については、石灰窒素の堆肥への混合により培養直後の N_2O 発生ピークが大きく低減した。これは想定していたように石灰窒素の殺菌効果、硝化抑制効果に起因したと考えられる。また、高水分乾燥 P も培養直後の N_2O 発生ピークが半分以上に低減した。これも想定していたように堆肥ペレット中の気相が高まることで、脱窒由来の N_2O 発生が起こりにくくなったためと考えられる。しかし、DcdN2%+P は、Dcd によって硝化を抑制し、それに由来する N_2O 発生低減を試みたが、逆に増加と

なった。また、尿素 N2%+P および尿素 N10%+P では、培養直後の N₂O 発生ピークがそれぞれ半減、ほとんど確認できなくなり、尿素的添加が直後の N₂O 発生に対し抑制的に作用した。これも硝酸カリウム添加の培養試験や尿素的を添加した予備試験から想定される結果となった。しかし、尿素 N5%+P では、発生ピークの大きさは P とほとんど変わらなかった。また、尿素 N5%+P および尿素 N10%+P では培養後半で発生が確認された。直接的な理由は明らかではないが、堆肥ペレット中の尿素的が培養の経過とともに培養土壌へ拡散し、移行した尿素的がアンモニア態窒素や硝酸態窒素となり、硝化または脱窒により N₂O が発生、また、堆肥ペレット中の尿素的濃度が低下することにより、微生物活性が回復し、N₂O 発生が起こったことなどが考えられる。

表 7-2(a)、(b)、(c)にそれぞれ、乾土あたり、堆肥乾物あたり、投入窒素量あたりの培養期間中の積算 N₂O-N 発生量を示した。

乾土あたりの発生量は、前述の発生推移を反映する結果となった。発生推移と同様に 3 つのグループに分けて結果を見ると、(a)添加した窒素源の違いについて、培養期間全体 (65 日間) の発生量は、対照の P を 1.00 (13.37 mg g⁻¹) とした場合、DcdN2%+P は 1.70 (22.73 mg g⁻¹) で増加、石灰窒素 N2%+P は 0.41 (7.26 mg g⁻¹) で減少、尿素 N2%+P は 0.81 (10.86 mg g⁻¹) で微減となったが、これらのペレットの発生量の間に統計的に有意な差は認められなかった (Tukey 検定の 5%水準)。培養期間全体を前半 (培養 0~7 日後 ; 培養直後の N₂O 発生ピークが含まれる) と後半 (培養 7~65 日後) に分けた場合、いずれのペレットも培養直後に発生ピークが生じたため、全体の発生量に対する培養前半の割合が高かった (68.8~99.7%)。培養前半の発生量は、培養直後の発生ピークを反映しており、P (13.27 mg g⁻¹) と比べ DcdN2%+P で有意に大きく (22.65 mg g⁻¹)、石灰窒素 N2%+P で小さかった (5.23 mg g⁻¹)。尿素 N2%+P は有意ではないものの P よりも小さかった (7.47 mg g⁻¹)。培養後半の発生量は全体的に小さいが (0.08~3.39 mg g⁻¹)、石灰窒素 N2%+P や尿素 N2%+P は 2.03~3.39 mg g⁻¹ で、他の 2 つ (P や Dcd2%+P ; 0.08~0.10 mg g⁻¹) よりも高かった。(b)尿素的の添加量の違いについて見ると、培養期間全体の発生量は、P を 1.00 (13.37 mg g⁻¹) とした場合、尿素 N2%+P (再掲) で 0.81 (10.86 mg g⁻¹)、尿素 N5%+P で 2.19 (29.30 mg g⁻¹)、尿素 N10%+P で 3.09 (41.25 mg g⁻¹) となり、添加した尿素的量が大きいほど発生量が大きくなった。尿素 N10%+P はその他全てのペレット、尿素 N5%+P は尿素 N10%+P および DcdN2%+P を除く全てのペレットと比べ、培養期間全体の N₂O 発生量が有意に大きかった。全体の発生量同様に培養後半の発生量も添加する尿素的量が大きいほど大きく、全体の発生量に対する培

養後半の割合も、尿素 N2%+P で 31.2%、尿素 N5%+P で 56.5%、尿素 N10%+P で 99.7% となり、添加する尿素量が大きいほど大きくなった。培養前半の発生量については発生推移を反映し、P を基準 (1.00) とした場合、尿素 N2%+P (再掲) では 0.56 (7.47 mg g^{-1}) で減少、尿素 N5%+P は 0.96 (12.76 mg g^{-1}) でほぼ同等であった。尿素 N10%+P ではほとんど発生が見られなかった (1.43 mg g^{-1})。 (c)ペレットの物理性の違いについて見ると、全体の発生量は P を 1.00 (13.37 mg g^{-1}) とした場合、高水分乾燥 P で 0.42 (5.52 mg g^{-1}) となり、半減以下となったが有意差はなかった (Tukey 検定の 5%水準)。P および高水分乾燥 P 共に、全体の発生量に対する培養前半の割合が高く、92.7~99.3%であった。

堆肥乾物あたりの発生量については、単位乾土に対して加えた堆肥乾物量が、高水分乾燥 P でやや小さいものの、処理区によって大きく変わらなかったため、発生量の特徴は乾土あたりの発生量とほぼ同様であった。

投入窒素量あたりの発生量については、培養期間全体の発生量はいずれのペレットも P (11.62 mg g^{-1}) よりも小さく、特に石灰窒素 N2%+P、尿素 N2%+P、そして高水分乾燥 P で有意に小さい値となった。上記と同様に 3 つのグループに分けて、結果を見ると、(a)窒素源の違いについては、対照の P を 1.00 (11.62 mg g^{-1}) とした場合、DcdN2%+P で 0.91 (10.59 mg g^{-1})、石灰窒素 N2%+P で 0.32 (3.72 mg g^{-1})、尿素 N2%+P で 0.46 (5.35 mg g^{-1}) となり、前述のように石灰窒素 N2%+P、尿素 N2%+P で有意に低い値となった。(b)尿素添加量の違いについては (尿素 N2%+P は除く)、P を 1.00 とすると、尿素 N5%+P で 0.72 (8.34 mg g^{-1})、尿素 N10%+P で 0.74 (8.57 mg g^{-1}) となり、いずれも P より低い値 (7 割強) であるが、有意差はなかった。(c)堆肥の物理性の違いについて、P を 1.00 とした場合、高水分乾燥 P は 0.47 (5.45 mg g^{-1}) で、P よりも有意に低かった。

今回の試作した堆肥のほとんどは窒素成分を添加したものであり、土壌改良資材よりは肥料としての意味合いが強い。そのため、耕種場面での利用を考えると、堆肥乾物あたりの発生量ではなく投入窒素量あたりの発生量の方が参考となると考えられる。窒素投入量あたりの発生量で見た場合、石灰窒素 N2%+P、尿素 N2%+P、高水分乾燥 P の 3 つが対照の P よりも有意に発生量が低かった。石灰窒素 N2%+P は最も発生量の低減が大きい、石灰窒素の殺菌効果や硝化抑制効果により、堆肥中の有機物分解や養分供給が不十分となる恐れがある。高水分乾燥 P は、資材を添加しなくても対照の半分程度に発生量を削減できるが、強度が弱く、カスが出やすいというデメリットがある。尿素 N2%+P は、石灰窒素 N2%+P より削減効果は小さいが、今回の培養試験では発生量が対照の P の半分程度と一定の削

減効果があり、強度は P よりもやや弱いが高水分乾燥 P ほどではなく、また、添加した尿素は施肥成分として勘案でき、追加分の施肥量を削減できる。以上から、実際の耕種での利用を考えつつ、施用に伴う N₂O 発生低減を目指すには、尿素 N2%+P が最も適していると考えられた。

表 7-2 試作した堆肥ペレットからの積算 N₂O-N 発生量

(a) 乾土あたりの積算 N₂O 発生量 (mg g⁻¹)

処理区	各期間の積算 N ₂ O-N 発生量 (mg g ⁻¹)		
	全体 (0~65 日)	前半 (0~7 日)	後半 (7~65 日)
対照 (土壌のみ)	0.00±0.07 e	0.06±0.02 d	-0.06±0.06 c
P	13.37±3.59 cd (100.0)	13.27±3.59 b (99.3)	0.10±0.14 c (0.7)
DcdN2%+P	22.73±1.05 bc (100.0)	22.65±1.10 a (99.7)	0.08±0.07 c (0.3)
石灰窒素 N2%+P	7.26±2.78 de (100.0)	5.23±2.02 cd (72.0)	2.03±0.77 c (28.0)
尿素 N2%+P	10.86±1.36 de (100.0)	7.47±0.77 bcd (68.8)	3.39±0.67 c (31.2)
尿素 N5%+P	29.30±4.04 b (100.0)	12.76±3.15 bc (43.5)	16.54±1.20 b (56.5)
尿素 N10%+P	41.25±16.85 a (100.0)	1.43±1.82 d (0.3)	39.82±18.64 a (99.7)
高水分乾燥 P	5.52±0.56 de (100.0)	5.11±0.33 d (92.7)	0.41±0.40 c (7.3)

(b) 堆肥乾物あたりの積算 N₂O 発生量 (mg g⁻¹)

処理区	各期間の積算 N ₂ O-N 発生量 (mg g ⁻¹)		
	全体 (0~65 日)	前半 (0~7 日)	後半 (7~65 日)
P	0.26±0.07 cd (100.0)	0.26±0.07 b (99.3)	0.00±0.00 c (0.7)
DcdN2%+P	0.44±0.02 bc (100.0)	0.44±0.02 a (99.7)	0.00±0.00 c (0.3)
石灰窒素 N2%+P	0.14±0.05 d (100.0)	0.10±0.04 bc (72.0)	0.04±0.02 c (28.0)
尿素 N2%+P	0.22±0.03 cd (100.0)	0.15±0.02 bc (68.8)	0.07±0.01 c (31.2)
尿素 N5%+P	0.59±0.08 b (100.0)	0.26±0.06 b (43.5)	0.33±0.02 b (56.5)
尿素 N10%+P	1.10±0.09 a (100.0)	0.00±0.00 c (0.3)	1.10±0.09 a (99.7)
高水分乾燥 P	0.12±0.01 d (100.0)	0.11±0.01 bc (92.7)	0.01±0.01 c (7.3)

(c) 投入窒素量あたりの積算 N₂O 発生量 (mg g⁻¹)

処理区	各期間の積算 N ₂ O-N 発生量 (mg g ⁻¹)		
	全体 (0~65 日)	前半 (0~7 日)	後半 (7~65 日)
P	11.62±3.03 a (100.0)	11.54±3.04 a (99.3)	0.08±0.12 d (0.7)
DcdN2%+P	10.59±0.44 ab (100.0)	10.55±0.46 a (99.7)	0.04±0.03 d (0.3)
石灰窒素 N2%+P	3.72±1.44 c (100.0)	2.68±1.04 b (72.0)	1.04±0.40 cd (28.0)
尿素 N2%+P	5.35±0.67 bc (100.0)	3.68±0.38 b (68.8)	1.67±0.33 c (31.2)
尿素 N5%+P	8.34±1.15 abc (100.0)	3.63±0.89 b (43.5)	4.71±0.34 b (56.5)
尿素 N10%+P	8.57±0.73 abc (100.0)	0.02±0.00 b (0.3)	8.55±0.73 a (99.7)
高水分乾燥 P	5.45±0.53 bc (100.0)	5.05±0.31 b (92.7)	0.40±0.39 cd (7.3)

同じ列のアルファベットの小文字が同一の場合、有意差がないことを示す (Tukey 検定の 5%水準)。処理区の凡例は表 7-1 を参照。表中のカッコ内の数字は期間全体の発生量を 100%とした場合の前半、後半の発生量の割合を示す (単位: %)。

第 3 節 キャベツ栽培圃場における実証試験 (窒素付加堆肥ペレットおよび尿素添加堆肥ペレットの利用)

第 1 項 材料および方法

(1) 供試堆肥

本試験では、「堆肥（バラ状）」、「堆肥ペレット」、「窒素付加堆肥ペレット」および「尿素添加堆肥ペレット」の4種類の堆肥を供試した。「堆肥（バラ状）」、「堆肥ペレット」、「窒素付加堆肥ペレット」は、牛ふんを主原料として熊本県合志市内の堆肥センターで作製された。「堆肥ペレット」は、「堆肥（バラ状）」を原料に、ディスクペレッターで径5mm、長さ約8mmのペレット状に成型して作製した。「窒素付加堆肥ペレット」は、上述の堆肥センターで「堆肥（バラ状）」と同じ期間に作製された窒素付加堆肥を原料に、「堆肥ペレット」同様、ディスクペレッターで成型して作製した。「尿素添加堆肥ペレット」は、前節の結果を踏まえ、全窒素含量が窒素付加堆肥と同等（約40 g kg⁻¹ 乾物）となるよう、「堆肥（バラ状）」に化学肥料の尿素を窒素成分（乾物）で2%加えて混合し、九州沖縄農業研究センターにて、ディスクペレッターで径5mm、長さ約8mmのペレット状に成型した。供試堆肥の理化学性については表7-3に示した。

表 7-3 圃場試験における各供試堆肥の理化学性成分

供試堆肥	堆肥水分 (g g ⁻¹ 乾物)	堆肥成分				
		T-C (g kg ⁻¹ 乾物)	T-N (g kg ⁻¹ 乾物)	C/N 比	P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹ 乾物)	K ₂ O (g kg ⁻¹ 乾物)
堆肥（バラ状）	0.14	360.7	22.1	16.3	31.6	42.3
堆肥ペレット	0.12	359.2	22.0	16.4	27.8	43.8
窒素付加堆肥ペレット	0.11	322.7	44.4	7.3	28.4	43.1
尿素添加堆肥ペレット	0.12	368.1	37.8	9.8	- ¹⁾	- ¹⁾

1) 尿素添加堆肥ペレットのP₂O₅、K₂Oは未測定

(2) 圃場試験

本試験では、2012年秋作、2013年秋作、2014年春作、2014年秋作、2015年春作の5作にわたりキャベツを作付した。上記5作は、大きく以下の3つの栽培時期に分かれる；①秋作Ⅰ（2012年秋作）、②秋作Ⅱ（2013年秋作および2014年秋作）、③春作（2014年春作および2015年春作）。品種は、秋作Ⅰおよび春作では「金系201」を、秋作Ⅱでは「豊光」を栽培した。耕種概要は表7-4に示した。基肥施用および定植は、秋作Ⅰでは11月中旬、秋作Ⅱでは9月上旬、春作では4月上旬に行った。収量調査は、秋作Ⅰでは定植翌年の5月上旬、秋作Ⅱでは定植翌年の1月中旬～2月上旬、春作では定植当年の6月中下旬に行った。キャベツ残さのすき込みは、秋作Ⅰでは定植翌年の5月中旬、秋作Ⅱでは定植翌年の2月中旬、春作では定植当年の7月上旬に行った。

表 7-4 圃場試験の耕種概要

作付 栽培時期	2012 年秋作 秋作 I	2013 年秋作 秋作 II	2014 年春作 春作	2014 年秋作 秋作 II	2015 年春作 春作
播種日	2012. 10. 9	2013. 8. 12	2014. 3. 4	2014. 8. 18	2015. 3. 9
基肥施用	2012. 11. 15	2013. 9. 5	2014. 4. 9	2014. 9. 10	2015. 4. 9
定植日	2012. 11. 19	2013. 9. 13	2014. 4. 15	2014. 9. 16	2015. 4. 15
追肥	2012. 11. 30 2013. 2. 28	2013. 10. 22	2014. 5. 13	2014. 10. 16	2015. 5. 13
収量調査	2013. 5. 7-8	2014. 1. 20	2014. 6. 19-20	2015. 2. 9-10	2015. 6. 22-23
残さすき込み	2013. 5. 15	2014. 2. 13	2014. 7. 1	2015. 2. 19	2015. 7. 8

処理区は、堆肥（バラ状）区、堆肥ペレット区、窒素付加堆肥ペレット区、そして無窒素区（対照区）の 4 つ設けた。また、2014 年秋作、2015 年春作の 2 作については、さらに尿素添加堆肥ペレット区も加え、5 処理区で試験を実施した（尿素添加堆肥ペレット区の 2012 年秋作、2013 年秋作、2014 年春作の 3 作における区画については、堆肥ペレット区と同様の圃場管理を行った）。堆肥施用量について（表 7-5）、堆肥（バラ状）区および堆肥ペレット区では、乾物で 10 Mg ha^{-1} 施用した。窒素付加堆肥ペレット区および尿素添加堆肥ペレット区の堆肥施用量は、堆肥（バラ状）区および堆肥ペレット区の堆肥由来の全窒素量（ 220 kg ha^{-1} ）と同等となるように決定した。施肥量は無窒素区を除き、施用当分の有効成分量が、窒素で 240 kg ha^{-1} （基肥 154 kg ha^{-1} 、追肥 86 kg ha^{-1} ）、リン酸（ P_2O_5 ）で 200 kg ha^{-1} （全量基肥）、カリウム（ K_2O ）で 200 kg ha^{-1} （全量基肥）となるよう供試堆肥および化学肥料（窒素は硫安、リン酸は過磷酸石灰、カリウムは塩化加里）を施用した。無窒素区ではリン酸、カリウムのみを化学肥料で施用した（それぞれ 200 kg ha^{-1} ）。施用当分の有効成分量の計算にあたっては、堆肥由来成分のうち肥料成分として有効な割合（肥効率）を表 7-6 の通りとして、堆肥から供給される成分量を計算し、有効成分量に満たない場合は、化学肥料を施用して補足した。ただし、カリウムについて、堆肥（バラ状）区、堆肥ペレット区、尿素添加堆肥ペレット区では、堆肥由来分のみで有効成分量を超過したため、化学肥料を施用しなかった。基肥施用時には供試堆肥、化学肥料を区画全面に均一に散布し、その後、作土（0～15 cm）をロータリー耕耘した。窒素の基肥施用量（ 154 kg ha^{-1} ）は、窒素付加ペレット区の窒素有効成分量に相当した。窒素の追肥について、2012 年秋作では、2 回実施し、1 回目は 2012 年 11 月下旬に 26 kg ha^{-1} 、2 回目は 2013 年 2 月下旬に 60 kg ha^{-1} 相当分を施用した。その他の栽培時期では、定植から約 1 ヶ月後に 86 kg ha^{-1} 相当分を 1 回追肥した。追肥では、キャベツの条間部分にのみ化学肥料を均一に散布し、シャベル等で表土（約 0～5 cm）と軽にかき混ぜた。

表 7-5 圃場試験における各処理区の堆肥施用量、炭素および窒素施用量

	堆肥施用量 (Mg 乾物 ha ⁻¹)	炭素施用量 (kg ha ⁻¹)	窒素施用量 (kg ha ⁻¹)		
			堆肥由来 ¹⁾	化学肥料由来	合計
堆肥（バラ状）区	10.00	3607	221 (66)	174	395
堆肥ペレット区	10.00	3592	220 (66)	174	394
窒素付加堆肥ペレット区	4.94	1595	220 (154)	86	306
尿素添加堆肥ペレット区	5.82	2141	220 (132)	108	328

1) カッコ内の値は肥効率から計算された施用当分で有効な窒素成分量を表す

表 7-6 圃場試験の堆肥施用区における窒素、リン酸、カリウムの肥効率

	窒素	リン酸 (P ₂ O ₅)	カリウム (K ₂ O)
堆肥（バラ状）区	0.3	0.6	0.9
堆肥ペレット区	0.3	0.6	0.9
窒素付加堆肥ペレット区	0.7	0.6	0.9
尿素添加堆肥ペレット区	0.6	0.6	0.9

全区のリン酸、カリウムの肥効率、堆肥（バラ状）区、堆肥ペレット区の窒素肥効率は、原田（2001）を、窒素付加堆肥ペレット区の窒素肥効率は、荒川ら（2010）を参照した。尿素添加堆肥ペレット区の窒素肥効率は、原料の牛ふん堆肥のそれを 0.3、添加する尿素的それを 1.0 とし、両者の混合割合から計算して求めた。

圃場では全体を 3 ブロックに分け、各ブロック内に 5 区画を設けた（合計 15 区画、1 区画あたり 4 m×4.8 m=19.2 m²）。さらにブロック内の区画に各処理区（5 処理）を割り当て、配置はランダムとなるようにした。キャベツの定植は株間 40 cm で、幅 120 cm の畝に条間 45 cm で 2 条植えた（1 区画あたり 4 畝 8 条のキャベツが植栽）。N₂O 測定用のチャンバーは各区画に 1 台、キャベツの条間に設置した。また、チャンバー設置箇所付近のキャベツの株については、条間を 60 cm に広げた。N₂O ガスフラックスの測定方法については、第 3 章 第 2 節で示した通りである。

調査は 2012 年秋作では、2012 年 11 月 12 日（基肥施用 3 日前）から 2013 年 8 月 27 日（基肥施用 285 日後）までの 288 日間、2013 年秋作では、2013 年 8 月 27 日（基肥施用 9 日前）から 2014 年 4 月 8 日（基肥施用 215 日後）までの 224 日間、2014 年春作では、2014 年 4 月 8 日（基肥施用 1 日前）から 9 月 2 日（基肥施用 146 日後）までの 147 日間、2014 年秋作では、2014 年 9 月 2 日（基肥施用 8 日前）から 2015 年 4 月 7 日（基肥施用 209 日後）までの 217 日間、2015 年春作では、2015 年 4 月 7 日（基肥施用 2 日前）から 8 月 28 日（基肥施用 141 日後）までの 143 日間行った。

第 2 項 結果および考察

キャベツ栽培圃場試験における N₂O 発生ならびに地温・土壌水分の推移を図 7-2 に示し

た。地温について（図 7-2(a)）、秋作 I（2012 年秋作）では、基肥施用時（11 月中旬）は 15℃弱と比較的低く、その後は翌年 1 月にかけて低下、それ以降は上昇し、残さすき込み時（5 月中旬）には、20℃台前半となった。秋作 II（2013 年秋作、2014 年秋作）では、基肥施用時（9 月上中旬）は、20℃台後半と比較的高く、その後翌年 1 月にかけて低下し、追肥時（10 月中下旬）には 10℃台後半、残さすき込み時（2 月中旬）は 5℃前後の低温であった。春作（2014 年春作、2015 年春作）は、基肥施用時（4 月上旬）は 15℃前後と比較的低温であるが、その後は上昇し、追肥時（5 月中旬）には 20℃前後、残さすき込み時（7 月上旬）は、20℃台後半と比較的高かった。土壤水分（WFPS）については（図 7-2(b)）、作付を通じて、33～56%の値を推移し、特に降雨直後の測定時に高い値を示した。

N₂O 発生推移については（図 7-2(c)）、栽培時期によってその傾向が異なった。秋作 I（2012 年秋作）では、基肥施用後に無窒素区以外の処理区、特に堆肥ペレット区、窒素付加堆肥ペレット区で約 1～2 週間発生が確認された（17.1～69.1 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）。また、残さすき込み後は全処理区で約 1 ヶ月間発生が確認され（9.4～36.7 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）、処理区による差はほとんど見られなかった。秋作 II（2013 年秋作、2014 年秋作）では、2 作とも基肥施用直後（1 日後）に堆肥ペレット区で他区よりも著しく高い発生ピークが確認され（2045.0～2046.0 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）、約 3～4 週間で収束した。無窒素区を除く処理区でも基肥施用直後（1～10 日後）に N₂O 発生ピークが確認されたが、堆肥ペレット区と比べ非常に小さかった（堆肥バラ状区：27.7～74.7 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、窒素付加堆肥ペレット区：18.9～35.9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、尿素添加堆肥ペレット区：376.0 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）。追肥後（2013 年秋作：5.0～14.1 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、2014 年秋作：10.3～38.8 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、無窒素区は除く）や残さすき込み後（2013 年秋作：8.0～67.9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、2014 年秋作：1.3～51.4 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、全処理区）にも発生が確認されたが、処理区による差は明瞭でなかった。春作（2014 年春作、2015 年春作）では、基肥施用後（2～14 日後）に、無窒素区を除く各処理区で発生ピークが確認され、2014 年では、処理区間で大きな差は無かったが（33.9～51.1 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）、2015 年では、堆肥ペレット区（291.0 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）や尿素添加堆肥ペレット区（221.9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）が堆肥（バラ状）区（104.3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）や窒素付加堆肥ペレット区（76.3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）より大きかった。春作の堆肥ペレット区の N₂O 発生ピーク（51.1～291.0 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）は、秋作 II（2045.0～2046.0 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）と比べ非常に小さかった。追肥後（2014 年春作：23.7～100.7 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、2015 年春作：25.0～98.3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、無窒素区を除く）や残さすき込み後（2014 年春作：11.3～1023.3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、2015 年春作：9.4～423.4 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 、全処理区）にも発生が確認され、これらの発生は秋作 II と比べ大きかった。

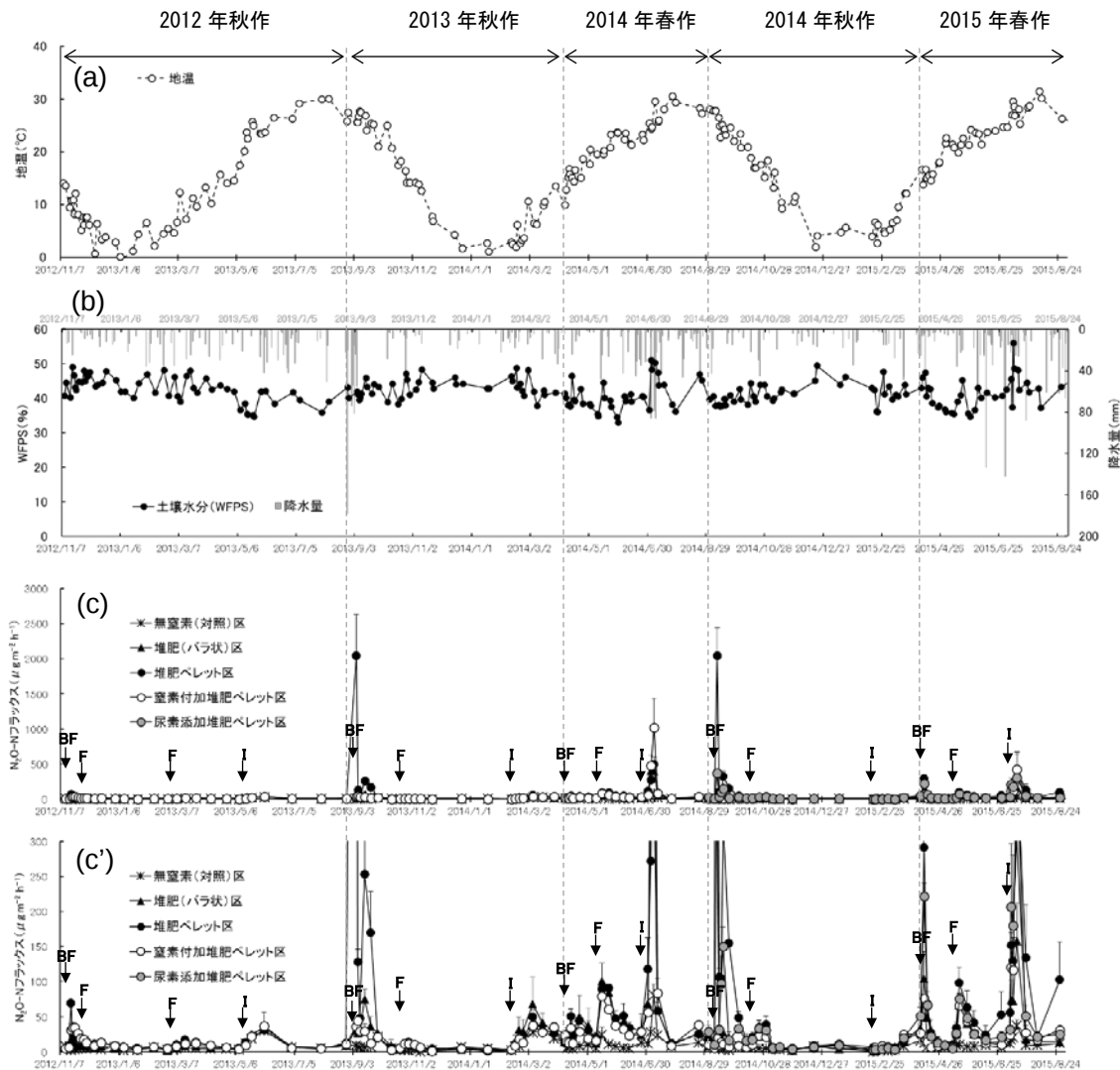


図 7-2 圃場試験における (a) 地温、(b) 土壌水分および降水量、(c) $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生の推移
BF : 基肥施用、F : 追肥、I : 残さすき込み。(c') は (c) のスケールの最大値を 300 として表示

各栽培時期における積算 $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生量を表 7-7、7-8、7-9 に示した。発生量の傾向は発生推移を反映し、栽培時期によって異なった。秋作 I では (表 7-7)、期間全体の発生量は、無窒素区で低く、それ以外の処理区では、堆肥ペレット区・窒素付加堆肥ペレット区が堆肥 (バラ状) 区よりもやや大きいものの、処理区間で有意な差はなかった。秋作 II では (表 7-8)、期間全体の発生量は、2 作とも堆肥ペレット区で他区よりも非常に大きい値となった。施用直後の発生ピークを含む作付期間でその傾向は顕著であった。残さすき込み後の発生量は、無窒素区で低く、その他の処理区では大きな差は見られなかった。尿素添加堆肥ペレット区は、2014 年のみの調査であるが、期間全体および作付期間の発生量は、堆肥ペレ

ト区より有意に小さく、窒素付加堆肥ペレット区や堆肥（バラ状）区よりもやや大きい値となった。春作では（表 7-9）、期間全体の発生量は、無窒素区で最も低く、その他の処理区については、2014 年では、残さすき込み後の発生により窒素付加堆肥ペレット区でやや大きい、処理区間で有意な差はなかった。また、2015 年では、大きい方から、堆肥ペレット区＞尿素添加堆肥ペレット≧窒素付加堆肥ペレット＞堆肥（バラ状）区の順であった。5 作全体をみると、堆肥ペレット区に対する窒素付加堆肥ペレット区（または尿素添加堆肥ペレット区）の N_2O 発生低減効果は、堆肥ペレット区の発生が大きい秋作 II で高かった。また、堆肥ペレット区以外の処理区では、調査期間が短いにも関わらず春作で他の栽培時期よりも発生量が高い傾向が見られた。

表 7-7 秋作 I における各処理区の N_2O -N 積算発生量

	2012 年秋作 (mg m^{-2})		
	作付期間	すき込み後	期間全体
無窒素区	19.6±2.0 c	32.6±4.6 a	52.3±6.6 b
堆肥（バラ状）区	27.3±2.1 bc	37.4±4.8 a	64.7±6.5 ab
堆肥ペレット区	46.6±7.1 a	34.0±5.2 a	80.5±7.3 a
窒素付加堆肥ペレット区	41.4±4.5 ab	35.3±9.4 a	76.7±7.9 ab

同じ列のアルファベットの小文字が同一の場合、有意差がないことを示す（Tukey 検定の 5%水準、以下の表 7-8～11 も同様）。

表 7-8 秋作 II における各処理区の N_2O -N 積算発生量

	2013 年秋作 (mg m^{-2})			2014 年秋作 (mg m^{-2})		
	作付期間	すき込み後	期間全体	作付期間	すき込み後	期間全体
無窒素区	24.4±6.3 b	26.7±4.3 a	51.1±7.7 b	18.8±2.3 c	7.9±1.9 b	26.6±4.0 c
堆肥（バラ状）区	43.0±9.0 b	47.1±15.9 a	90.2±18.4 b	39.1±4.0 bc	15.2±2.7 ab	54.3±6.7 bc
堆肥ペレット区	166.2±37.3 a	34.0±3.2 a	200.2±38.6 a	193.9±30.6 a	14.4±1.8 ab	208.4±30.5 a
窒素付加堆肥ペレット区	34.4±2.3 b	34.3±1.7 a	68.7±4.0 b	34.7±5.5 bc	16.8±0.2 a	51.5±5.6 bc
尿素添加堆肥ペレット区	—	—	—	81.0±4.7 b	19.4±2.5 a	100.4±6.4 b

表 7-9 春作における各処理区の N_2O -N 積算発生量

	2014 年春作 (mg m^{-2})			2015 年春作 (mg m^{-2})		
	作付期間	すき込み後	期間全体	作付期間	すき込み後	期間全体
無窒素区	17.2±1.3 b	27.1±4.4 b	44.3±4.1 b	18.2±2.7 c	18.0±2.3 b	36.2±2.4 c
堆肥（バラ状）区	78.9±18.4 a	104.5±8.6 ab	183.4±26.6 a	59.6±5.2 bc	47.7±4.9 b	107.3±6.0 bc
堆肥ペレット区	83.4±9.4 a	110.0±20.4 a	193.5±17.8 a	106.9±24.3 a	151.5±24.3 a	258.4±42.9 a
窒素付加堆肥ペレット区	61.1±4.9 a	170.7±36.3 a	231.8±41.1 a	48.7±2.3 bc	102.1±38.2 ab	150.7±38.0 ab
尿素添加堆肥ペレット区	—	—	—	76.2±1.1 ab	97.1±31.6 ab	173.2±32.6 ab

作付期間（基肥施用直前～作物残さすき込みまで）および作物残さすき込み後の N_2O の発生はそれぞれ施用資材（堆肥および化学肥料）、そして作物残さの影響を受けることから、

期間全体の $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生量を作付期間、残さすき込み後に分けて解析した。作付期間の発生量について、 N_2O 排出係数（ $[[\text{各処理区の } \text{N}_2\text{O-N 発生量}] - [\text{無窒素区の } \text{N}_2\text{O-N 発生量}]] / [\text{施用した全窒素量（堆肥・化学肥料由来の合計）}] \times 100$ ）を計算し、表 7-10 に示した。また、残さすき込み後については、無窒素区でも収穫後にすき込みを行い、無施用の処理区がなく、排出係数が算出できないため、各処理区の発生量を作物残さ（外葉＋根）由来の窒素量で除して（作物残さ由来の窒素量あたりの発生量）、残さすき込み後の発生量を評価した（表 7-11）。

表 7-10 作付期間の N_2O 排出係数

処理区	作付期間の N_2O 排出係数（％）				
	2012 年秋作	2013 年秋作	2014 年春作	2014 年秋作	2015 年春作
堆肥（バラ状）区	$0.019 \pm 0.005 \text{ b}$	$0.047 \pm 0.023 \text{ b}$	$0.156 \pm 0.047 \text{ a}$	$0.052 \pm 0.010 \text{ b}$	$0.105 \pm 0.013 \text{ b}$
堆肥ペレット区	$0.068 \pm 0.018 \text{ ab}$	$0.360 \pm 0.095 \text{ a}$	$0.168 \pm 0.024 \text{ a}$	$0.445 \pm 0.078 \text{ a}$	$0.225 \pm 0.062 \text{ a}$
窒素付加堆肥ペレット区	$0.071 \pm 0.015 \text{ a}$	$0.033 \pm 0.007 \text{ b}$	$0.143 \pm 0.016 \text{ a}$	$0.052 \pm 0.018 \text{ b}$	$0.100 \pm 0.007 \text{ b}$
尿素添加堆肥ペレット区	—	—	—	$0.190 \pm 0.014 \text{ b}$	$0.177 \pm 0.003 \text{ ab}$

表 7-11 作物残さすき込み後の作物残さ由来の窒素量あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生量

処理区	作物残さ由来窒素量あたりの $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生量（ mg g^{-1} ）				
	2012 年秋作	2013 年秋作	2014 年春作	2014 年秋作	2015 年春作
無窒素区	$2.9 \pm 0.4 \text{ a}$	$2.2 \pm 0.6 \text{ a}$	$4.4 \pm 1.1 \text{ b}$	$0.6 \pm 0.1 \text{ a}$	$4.4 \pm 0.8 \text{ b}$
堆肥（バラ状）区	$2.8 \pm 0.3 \text{ a}$	$2.8 \pm 0.9 \text{ a}$	$6.8 \pm 1.0 \text{ ab}$	$1.0 \pm 0.2 \text{ a}$	$5.6 \pm 1.3 \text{ b}$
堆肥ペレット区	$2.1 \pm 0.2 \text{ a}$	$2.2 \pm 0.1 \text{ a}$	$6.8 \pm 1.4 \text{ ab}$	$0.8 \pm 0.1 \text{ a}$	$15.6 \pm 2.9 \text{ a}$
窒素付加堆肥ペレット区	$2.4 \pm 0.4 \text{ a}$	$2.1 \pm 0.2 \text{ a}$	$11.4 \pm 2.9 \text{ a}$	$1.0 \pm 0.1 \text{ a}$	$8.5 \pm 2.9 \text{ ab}$
尿素添加堆肥ペレット区	—	—	—	$1.2 \pm 0.2 \text{ a}$	$8.3 \pm 2.3 \text{ ab}$

作付期間の排出係数については、積算発生量の結果と類似し、秋作 I では、堆肥（バラ状）区よりも堆肥ペレット区および窒素付加堆肥ペレット区で大きい値となった。秋作 II では 2 作とも（2013 年秋作、2014 年秋作）、堆肥ペレット区で他区よりも有意に高い値となった。春作では、2014 年春作では処理区間で差はなく、2015 年春作では、堆肥ペレット区や尿素添加堆肥ペレット区が窒素付加堆肥ペレット区や堆肥（バラ状）区よりも大きかった。Akiyama *et. al* (2006) によれば、日本の農耕地のうち黒ボク土などの排水性の良い土壌における排出係数は $0.32 \pm 0.49\%$ （中央値 0.16、最小値 0.07、最大値 2.02）と報告されている。本試験では、 $0.019 \sim 0.445\%$ の値の範囲となっており、概ね同程度かそれより低い値となった。秋作 II の堆肥ペレット区の排出係数（ $0.360 \sim 0.445\%$ ）がやや高くなっているが、これは N_2O 発生が主に土壌ではなく、施用後の堆肥ペレットで発生していたためと考えられる。また、秋作 II の堆肥ペレット区の排出係数を除き、秋作 I および II（ $0.019 \sim 0.190\%$ ）より

も春作（0.100～0.225%）でより高い値となった。

残さすき込み後の残さ由来の窒素量あたりの発生量については、秋作ⅠおよびⅡでは、無窒素区を含めて処理区による差はほとんどみられなかった。春作について、2014 年春作では、無窒素区で低く、その他の堆肥施用区の間では窒素付加堆肥ペレット区がやや高いものの、有意な差は見られなかった。2015 年春作では、無窒素区や堆肥（バラ状）区で低いが、その他の堆肥施用区の間では、堆肥ペレット区がやや高いものの、有意な差は見られなかった。作付期間の排出係数同様に、秋作ⅠおよびⅡ（0.8～2.9 mg g⁻¹）と比べ春作（4.4～15.6 mg g⁻¹）で高くなる傾向が見られた。

これまでの結果から、N₂O 発生が高くなる時点として、①堆肥ペレット区の基肥施用後、②追肥後（無窒素区を除く処理区）、③残さすき込み後（全処理区）が挙げられる。それぞれの時点について、N₂O 発生と発生へ影響を及ぼす環境要因である土壌水分（WFPS）および地温との関係を解析した。

図 7-3 は堆肥ペレット区における全ての作付の基肥施用後（基肥施用から 1 ヶ月以内）のデータについて、発生と土壌水分および地温との関係を調査したものである（上述の①）。また、図中の「発生ピーク」は、各作付で最も高いフラックスとなった測定日（基肥施用 1～5 日後）の 3 反復のデータを表す。データ全体で WFPS は 37.1～48.3%、地温は 0.1～29.1℃と幅広い範囲を示した。発生ピークに該当するデータの WFPS は 37.6～48.3%、地温は 9.2～28.8℃と全体同様に幅広く分布した。発生ピークの中でも秋作Ⅱの 2 作の値が顕著に高く（1391～2973 μg m⁻² h⁻¹）、この時の WFPS は 38%、44%とバラついたのに対し、地温は 24～29℃の高い範囲でのみ分布した。それ以外の 3 作（秋作Ⅰ、春作）の発生ピークは秋作Ⅱよりも非常に低く（35～367 μg m⁻² h⁻¹）、WFPS は 46～48%と測定した範囲の中では高く、地温は 9.2～18.1℃と低～中程度の値であった。以上から、秋作Ⅱでみられるような堆肥ペレット施用後の高い N₂O の発生には、比較的高い地温が必要であると考えられる。土壌水分は WFPS 値が 60%未満であり、これまでの報告（Davidson 1991）を踏まえると、硝化による N₂O 発生が主要と考えられるが、第 5 章（図 5-1B）で示したように、堆肥ペレットは土壌と比べて水分が高く、また、比較的短期間で水分を吸収することや、圧縮成型して作製されているため、ペレット内部の孔隙が土壌よりも少ない（久保寺ら 2009）ことから、土壌水分が比較的低い値であってもペレットそのものは嫌氣的となり、ペレットにおける脱窒による N₂O 発生が起ころうと考えられる。よって、堆肥ペレット施用区では、土壌水分よりも地温の影響が大きく現れたと考えられる。

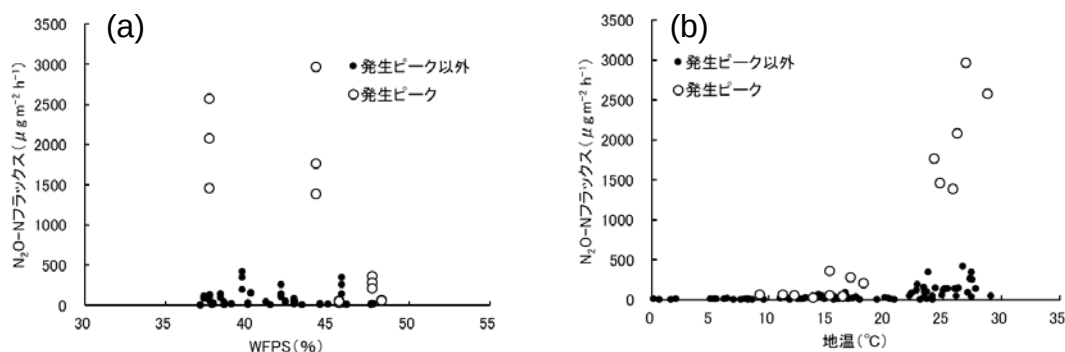


図 7-3 堆肥ペレット区の基肥施用後（基肥施用から 1 ヶ月以内）における N_2O -N 発生と (a) 土壌水分（WFPS）および (b) 地温との関係

白丸は「発生ピーク」を示し、各作付で最も高いフラックスとなった測定日（基肥施用 1～5 日後）の 3 反復のデータを表す

図 7-4 は無窒素区以外の処理区における全ての作付の追肥後（追肥施用～残さすき込み前）の N_2O 発生データについて、WFPS および地温との関係を示したものである（上述の②）。WFPS は 34.1～48.2%の範囲となり、60%未満の値であったことから、硝化が主要な発生源であったと考えられる（Davidson 1991）。WFPS と N_2O 発生との関係性は見出せなかった。一方、地温との関係について、比較的高い発生（ $50 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 以上）は地温が概ね 18°C 以上の時に確認され、また、地温が 18°C 未満の場合は全ての発生が $36.8 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ を下回っていた。以上から追肥後の N_2O の発生について、比較的高い発生にはある一定以上の地温が必要であると考えられる。

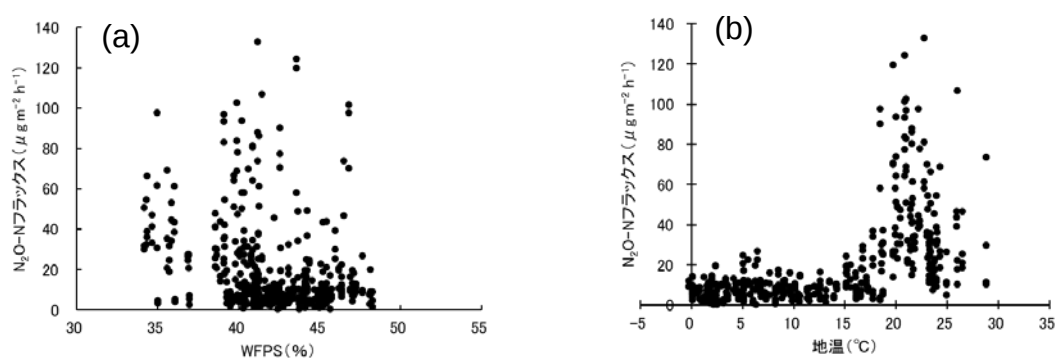


図 7-4 無窒素区を除く全処理区の追肥後（追肥施用～残さすき込み前）における N_2O -N 発生と (a) 土壌水分（WFPS）および (b) 地温との関係

図 7-5 は全ての処理区および作付における残さすき込み後の N_2O 発生データについて、WFPS および地温との関係を示したものである（上述の③）。データ全体を見ると、WFPS は 34.4～51.9%、地温は $1.3\sim 33.6^\circ\text{C}$ と幅広く分布した。このうち多量発生（ $500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 以上）

したデータについて見ると、WFPS は 45.2～51.9%、地温は 23.9～31.0℃といずれも高い範囲に分布していた。以上から、残さすき込み後の高い N_2O 発生には地温のみならず土壌水分の両者が高いことが必要であると考えられる。WFPS は 60%未満であり硝化が主要な発生源と考えられるが (Davidson 1991)、多量発生の起こる土壌水分 (WFPS) がより高い範囲に集中していたことや、微生物が残さを分解して酸素が消費され、嫌氣的な部位が生じていたと考えられることから、脱窒による N_2O 発生も起こったと考えられる。

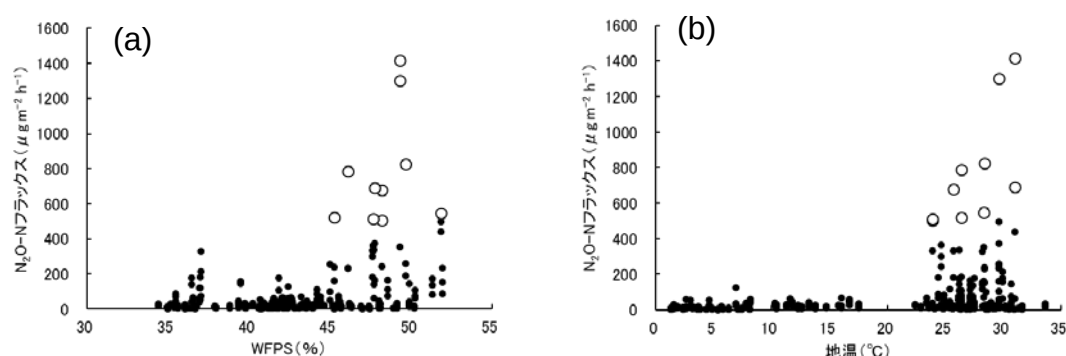


図 7-5 全処理区に残さすき込み後における N_2O -N 発生と (a) 土壌水分 (WFPS) および (b) 地温との関係

白丸は多量発生 ($500 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ 以上) となったデータを表す

キャベツの収量 (結球重) について、全作 (5 作) において無窒素区の結球重は他の処理区と比べ有意に低い値となった。それ以外の処理区 (堆肥 (バラ状) 区、堆肥ペレット区、窒素付加堆肥ペレット区、尿素添加堆肥ペレット区) の結球重については、2012 年秋作、2013 年秋作、2014 年春作、2014 年秋作では、処理区間に有意な差は見られなかった (Tukey 検定の 5%水準、データ未掲載)。2015 年春作では、堆肥ペレット区、窒素付加堆肥ペレット区、尿素添加堆肥ペレット区に有意な差は認められなかったが、堆肥 (バラ状) 区の結球重は、堆肥ペレット区、窒素付加堆肥ペレット区とは差はないが、尿素添加堆肥ペレット区よりも有意に低い値となった (Tukey 検定の 5%水準、データ未掲載)。

第 4 節 コマツナ栽培圃場における実証試験 (尿素混合堆肥ペレットおよび尿素・石灰窒素混合堆肥ペレットの利用)

第 1 項 材料および方法

(1) 供試堆肥

本試験では、「堆肥ペレット」、「尿素混合堆肥ペレット」（以降、「尿素ペレット」と表記）および「石灰窒素・尿素混合堆肥ペレット」（以降、「LN 尿素ペレット」と表記）の3種類のペレットを供試した。「尿素ペレット」は作物栽培に利用しやすいよう速効性の化学肥料（尿素）の混合割合を高めにして（全重量の20%）作製された。「LN 尿素ペレット」はさらなる N_2O 発生低減を目指し、尿素に加え、堆肥の分解や養分供給に影響が出ない範囲で石灰窒素を添加して作製された。供試ペレットの原料堆肥は、主に牛ふんから成り、熊本県合志市内の堆肥センターで作製された。「堆肥ペレット」は原料堆肥を、「尿素ペレット」は原料堆肥（含水率約14%）と尿素を重量比でそれぞれ8:2に混合したものを、「LN 尿素ペレット」は、左記の堆肥・尿素混合物（重量比8:2）に対し、重量で1%の石灰窒素をさらに混合したものを水分調整し（含水率約28%）、ディスクペレッターで径5 mm、長さ約8 mmのペレット状に成型して作製した。上記供試ペレットはいずれも九州沖縄農業研究センターで作製され、成型後は品質保持のため、含水率10%程度に乾燥した。供試堆肥の理化学性については表7-12に示した。

表 7-12 供試堆肥ペレットの理化学性

堆肥	T-C (mg g^{-1})	T-N (mg g^{-1})	$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg g^{-1})	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg g^{-1})	尿素-N (mg g^{-1})	DCD-N (mg g^{-1})	P_2O_5 (mg g^{-1})	K_2O (mg g^{-1})	pH (H_2O)
堆肥ペレット	377.7	19.9	0.1	0.6	—	—	21.1	46.6	8.6
尿素ペレット	355.7	123.3	0.2	0.5	106.5	—	17.0	36.7	8.6
LN 尿素ペレット	349.9	121.9	0.2	0.5	108.9	0.25	16.2	37.3	9.9

堆肥ペレット：牛ふん堆肥ペレット，尿素ペレット：尿素添加牛ふん堆肥ペレット，LN 尿素ペレット：石灰窒素および尿素添加牛ふん堆肥ペレット，DCD-N：ジシアンジアミド態窒素，pHを除き，値は堆肥乾物あたりの成分，「—」は未分析。

（2）圃場試験

本試験では、2015年9月～10月に、第3章 第1節で説明した九州沖縄農業研究センター内の精密圃場にて、コマツナ (*Brassica rapa* var. *perviridis*)、品種「夏楽天」を栽培した。基肥施用は2015年9月14日、播種は同年9月18日、収量調査は10月27日に実施した。コマツナは条間20cm、株間約4cmとなるようシードテープで播種した。

処理区は堆肥ペレット区、尿素ペレット区、LN 尿素ペレット区、尿素区、尿素・ペレット併用区、無作付・無施肥区（以下、無作付区）の計6区を設けた。尿素ペレット区、LN 尿素ペレット区、堆肥ペレット区、尿素区は、それぞれの供試堆肥または尿素有単独施用した処理区である。尿素・ペレット併用区は、堆肥ペレットおよび尿素有尿素ペレット中のそれぞれの成分に相当する量だけ別々に施用する処理区である。無作付区を除き、各処理区の

窒素投入量が 12 g m^{-2} となるよう各資材を基肥として施用した。各処理区の資材および窒素投入量を表 7-13 に示す。各処理区のリン酸 (P_2O_5) およびカリウム (K_2O) の投入量は、無作付区を除き、それぞれ 12 g m^{-2} とし、堆肥施用分で上述に満たない場合は化学肥料（過磷酸石灰および塩化加里）を施用して補足した。堆肥ペレット区では堆肥由来分のみで超過したため (P_2O_5 : 13 g m^{-2} , K_2O : 28 g m^{-2})、化学肥料を施用しなかった。

表 7-13 コマツナ栽培圃場試験における各処理区の堆肥ペレットおよび窒素投入量

処理区 ¹⁾	ペレット（乾物） 投入量 (g m^{-2})	窒素投入量 (g m^{-2})			
		合計	(内訳)		
			堆肥ペレット施用		尿素施用
			堆肥由来	化学肥料由来	
無作付区	—	—	—	—	—
尿素区	—	12	—	—	12
堆肥ペレット区	602.1	12	12	—	—
尿素・ペレット併用区	74.5	12	1.5	—	10.5
尿素ペレット区	97.4	12	1.5	10.5	—
LN 尿素ペレット区	98.4	12	1.5	10.5	—

1) 無作付区：無作付・無施肥区、尿素区：尿素単独施用区、堆肥ペレット区：牛ふん堆肥ペレット単独施用区、尿素・ペレット併用区：牛ふん堆肥ペレットならびに尿素施用区、尿素ペレット区：尿素添加牛ふん堆肥ペレット施用区、LN 尿素ペレット区：石灰窒素および尿素添加牛ふん堆肥ペレット施用区。無作付区を除く全ての処理区で窒素投入量が 12 g m^{-2} となるよう資材を施用した。

圃場では 6 区画を 1 ブロックとして 3 ブロック設け（全 18 区画、1 区画あたり 横 1.4m × 縦 2.5m = 3.5 m^2 ）、各ブロックに処理区をランダムに割り当てた（各処理区 3 反復）。 N_2O 測定用のチャンバーは、各区画に 1 つ、コマツナが 7～8 株含まれるよう設置した。 N_2O ガスフラックスの測定方法については、第 3 章 第 2 節で示した通りである。調査は 2015 年 9 月 12 日（基肥施用 2 日前）から 10 月 28 日（基肥施用 44 日後）の 46 日間にわたって実施した。

第 2 項 結果および考察

コマツナ圃場栽培試験の地温および土壌水分の推移を図 7-6 に示した。調査期間（基肥施用 2 日前～44 日後）のガスサンプリング時における地温（7.5 cm）の平均値は 20.3°C であった。基肥施用 12 日後までは 20°C 以上（ $21.0 \sim 25.2^\circ\text{C}$ ）であったが、それ以降は低下した（ $16.1 \sim 18.5^\circ\text{C}$ ）。また、土壌水分（含水比，7.5 cm）は $0.48 \sim 0.58 \text{ g g}^{-1}$ の値を推移した。

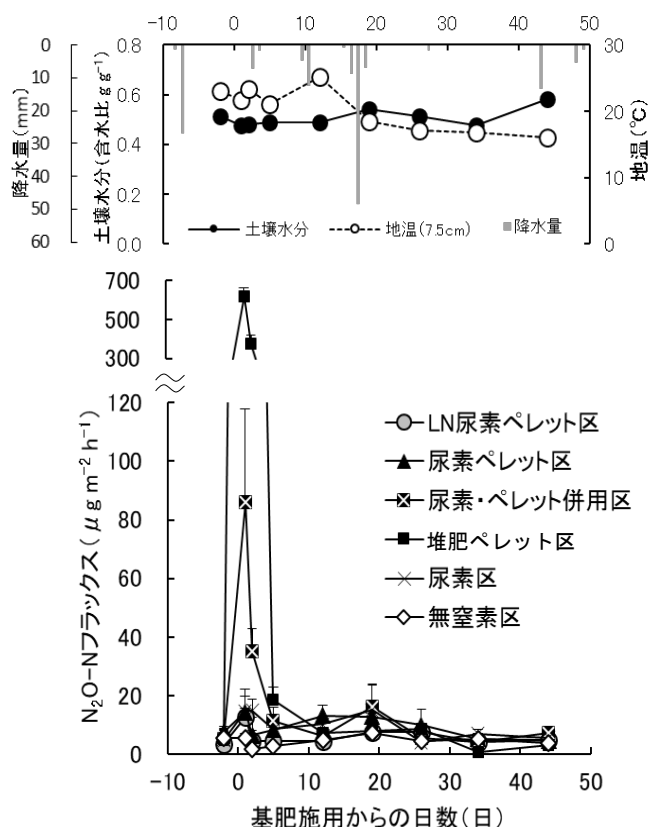


図 7-6 コマツナ栽培圃場試験における $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生、地温および土壌水分の推移

処理区の凡例については表 7-13 の脚注を参照。土壌水分（含水比，7.5 cm）および地温（7.5 cm）は $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生調査時の値。降水量のデータは九州沖縄農業研究センター（合志拠点）の気象観測データから引用した。 $\text{N}_2\text{O-N}$ フラックスのエラーバーは標準誤差を示す。

圃場試験における $\text{N}_2\text{O-N}$ の発生推移を図 7-6 に示した。堆肥ペレット区および尿素・ペレット併用区では、施用 1 日後に N_2O 発生のピークが確認された。堆肥ペレット区のピーク時のフラックス ($616 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) は、尿素・ペレット併用区のピーク時のフラックス ($86 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$) の約 7 倍であり、また、堆肥ペレット区のペレット投入量は、尿素・ペレット併用区の約 8 倍で（表 7-13）、発生ピーク時のフラックスとほぼ対応していることから、1 日後の N_2O 発生ピークは、堆肥ペレットに由来していると考えられた。一方、尿素ペレット区では、施用 1 日後の $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生ピークがほとんど確認されなかった（図 7-6）。既往の報告（井上・渋川 2008、Hayakawa *et al.* 2009）ならびに第 5 章の結果から、堆肥ペレット施用後の $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生ピークはペレットにおける脱窒が主要な発生源と考えられていることから、尿素的の混合が堆肥ペレットにおける脱窒に対して抑制的に作用し、発生ピークが低減したと考えられた。LN 尿素ペレット区、尿素区でも同様に施用直後の $\text{N}_2\text{O-N}$ 発生ピークはほと

んど見られなかった（図 7-6）。基肥施用 12 日後以降は全ての処理区で小さなフラックス（ $1 \sim 16 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ）となった（図 7-6）。

調査期間中の積算 N_2O -N 発生量および N_2O 排出係数を表 7-14 に示した。積算 N_2O -N 発生量および N_2O 排出係数は、両値ともに、施用 1 日後に発生ピークが確認された堆肥ペレット区で最も大きく、他区よりも有意に大きかった（Tukey 検定の 5%）。その他の区では、両値ともに、大きい方から、尿素・ペレット併用区 > 尿素ペレット区 $\approx$ 尿素区 > LN 尿素ペレット区 > 無作付区の順となった（ただし、無作付区は発生量の場合のみ）。尿素・ペレット併用区、尿素ペレット区、尿素区、LN 尿素ペレット区の両値の結果の間には統計的に有意な差は見られなかった。石灰窒素添加の影響を見るため、尿素ペレット区と LN 尿素ペレット区を比較すると、積算 N_2O -N 発生量および排出係数の平均値は、それぞれ尿素ペレット区で 9.7 mg m^{-2} 、0.04% であるのに対し、LN 尿素ペレット区では 6.1 mg m^{-2} 、0.01% となった。5% 水準で統計的な有意差はないものの両値とも LN 尿素ペレット区の方が尿素ペレット区よりも低かった。

表 7-14 コマツナ栽培圃場試験における各処理区の積算 N_2O -N 発生量および N_2O 排出係数

処理区 ¹⁾	積算 N_2O -N 発生量 ²⁾ (mg m^{-2})	N_2O 排出係数 ³⁾ (%)
無作付区	$5.2 \pm 0.7 \text{ c}$	—
尿素区	$9.4 \pm 2.3 \text{ bc}$	$0.04 \pm 0.02 \text{ b}$
堆肥ペレット区	$39.7 \pm 2.4 \text{ a}$	$0.29 \pm 0.02 \text{ a}$
尿素・ペレット併用区	$11.9 \pm 1.1 \text{ b}$	$0.06 \pm 0.01 \text{ b}$
尿素ペレット区	$9.7 \pm 2.2 \text{ bc}$	$0.04 \pm 0.02 \text{ b}$
LN 尿素ペレット区	$6.1 \pm 0.6 \text{ bc}$	$0.01 \pm 0.00 \text{ b}$

1) 処理区の凡例は表 7-13 の脚注を参照。

2) 積算 N_2O -N 発生量（0～44 日後）は、基肥施用直前（0 日）のガスフラックス値が施用 2 日前の値と同じであると仮定して計算。

3) N_2O 排出係数 (%) = (処理区の N_2O 発生量 - 無作付区の N_2O 発生量) / 窒素投入量 $\times 100$

4) 表中の同じ列で同一のアルファベットが付いている場合、Tukey 検定の 5% 水準で有意差なし。また、積算 N_2O -N 発生量、排出係数の各値は「平均値 $\pm$ 標準誤差」で表記。

圃場試験におけるコマツナの作物体重量、窒素吸収量を表 7-15 に示した。堆肥ペレット区では、コマツナの作物体重量（地上部 + 地下部）、窒素吸収量が他の区より低く、窒素吸収量は有意に低かった。これは、堆肥ペレット原料の牛ふん堆肥から作物が吸収利用できる窒素の供給が少ないためと考えられた（上之蘭ら 2004）。堆肥ペレット区以外の全ての処理区では、作物体重量は $304.7 \sim 319.6 \text{ g m}^{-2}$ 、窒素吸収量は $14.67 \sim 15.93 \text{ g m}^{-2}$ となり、ほぼ同等であった。

表 7-15 コマツナ栽培圃場試験における作物体重量、窒素吸収量

処理区 ¹⁾	作物体重量(g m ⁻²) ²⁾			窒素吸収量 (g m ⁻²)		
	地上部	地下部	地上部+地下部	地上部	地下部	地上部+地下部
尿素区	302.4± 7.7 a	17.2±1.6 a	319.6± 9.2 a	15.5±0.4 a	0.4±0.0 a	15.9±0.4 a
堆肥ペレット区	216.3±11.2 a	14.5±1.5 a	230.8±11.5 a	9.3±1.0 b	0.3±0.0 a	9.6±1.0 b
尿素・ペレット併用区	289.8±19.4 a	16.4±1.2 a	306.2±20.1 a	14.4±1.1 a	0.4±0.0 a	14.8±1.1 a
尿素ペレット区	287.7±18.5 a	17.0±1.9 a	304.7±20.5 a	14.3±1.2 a	0.4±0.1 a	14.7±1.2 a
LN 尿素ペレット区	298.2±43.3 a	18.7±4.0 a	316.9±47.2 a	14.5±2.0 a	0.4±0.1 a	15.0±2.1 a

1) 処理区の凡例については表 7-13 の脚注を参照。

2) 作物体重量は乾燥重 (3 日間 70℃で乾燥) で表示。コマツナは 126 株/m² で計算。

3) 表中の同じ列で同一のアルファベットが付いている場合、Tukey 検定の 5%水準で有意差なし。また、各値は「平均値±標準誤差」で表記。

第 5 節 結論

第 5 章、第 6 章で得られた堆肥ペレットの N₂O 発生に関わる制御要因や既往の知見を参考に N₂O の発生が低い堆肥ペレットを試作して、室内培養試験により、発生低減効果を検証した。同一窒素施用量で、無処理の堆肥ペレット (対照) と比較した場合、① 窒素成分で尿素を 2%添加した堆肥ペレット、② 窒素成分で石灰窒素を 2%添加した堆肥ペレット、③ 成型前の堆肥水分を高めに調整し、成型後乾燥させ、ペレット内の気相を高めた堆肥ペレット、以上の 3 種類が比較的高い低減効果 (窒素投入量あたりの発生量で対照の 50%以下) を示した。

キャベツ栽培条件下で、窒素付加堆肥ペレットおよび尿素添加堆肥ペレットの発生低減効果、ならびに栽培時期と N₂O 発生との関係を調査した。窒素付加堆肥ペレットおよび尿素添加堆肥ペレットは通常の堆肥ペレットと比べ、作付期間 (基肥施用～残さすき込み前) の N₂O 発生量は低く、特に栽培時期が秋作 (9 月上中旬に基肥施用および定植を行い、翌年の 1～2 月に収穫) の場合に低減効果が高かった。秋作では基肥施用時の地温が比較的高く、通常の堆肥ペレット施用直後の N₂O 発生ピークが高く、それにより栽培期間の積算発生量も大きくなり、窒素付加堆肥ペレットおよび尿素添加堆肥ペレット施用の場合との差が大きくなる傾向が見られた。また、栽培時期が春作 (4 月上中旬に基肥施用および定植を行い、6 月下旬に収穫) の場合、通常の堆肥ペレットを施用した処理区を除き、栽培期間の積算 N₂O 発生量が秋作よりも大きくなる傾向が見られた。春作では追肥時の地温、残さすき込み時の地温および土壌水分が比較的高く、このことが発生量の増大へ影響を及ぼしている可能性がある。

牛ふん堆肥へ比較的高い割合 (全重量の 20%) で尿素を混合してペレット化したもの (「尿

素ペレット」)、そして、尿素に加え、さらに微量の石灰窒素(堆肥・尿素混合物重量の1%)を混合してペレット化したもの(「LN 尿素ペレット」)を施用して、コマツナを栽培した際のこれらのペレットの N_2O 発生低減効果、作物収量について調査した。窒素施用量が同一の場合、無混合の堆肥ペレットと比べ、尿素ペレット施用後の積算 N_2O 発生量は大きく減少し(76%)、化学肥料(尿素)を単独施用した場合と同等の発生量であった。特に尿素の混合により、堆肥ペレット施用直後に発生する N_2O 発生ピークが大きく低減した。LN 尿素ペレットは尿素ペレットよりも積算 N_2O 発生量が低かったが、両者の間に統計的に有意な差は見られなかった。窒素施用量を同一にして、尿素ペレット、LN 尿素ペレット、化学肥料(尿素)をそれぞれ利用してコマツナを栽培した場合、収量(地上部)に差は見られなかった。

第8章 総合考察

堆肥ペレットの作物生産への利用と土壌への施用に伴う N_2O 発生の低減方法について

南九州などの畜産振興地帯に偏在する家畜ふん堆肥に伴う環境負荷を低減するためには、堆肥を耕種場面で積極的に利用し、他地域へ広域流通することが非常に有効であり、その意味において、堆肥をペレット化することは意義のある技術であると考えられる。しかし、本研究（第4章）で示されたように、堆肥ペレットを圃場へ施用すると、主要な温室効果ガスの一つである一酸化二窒素（ N_2O ）が通常のバラ状の堆肥や化学肥料の施用と比べ多量に発生する。堆肥をペレット化することのメリットを活かしつつ、作物生産場面で実用可能で、かつ、施用後の N_2O 発生低減を達成できる技術の開発を目指し、本研究を行った。

本研究において、堆肥ペレット施用後の N_2O 発生を抑制する方法として、2 点示唆された。一つ目は、堆肥ペレットそのものを工夫し、 N_2O 発生の低いものを作製すること、そして二つ目は、堆肥ペレットの施用時期を検討することである。

一つ目の N_2O 発生の低い堆肥ペレットの作製については、本研究の結果（第7章）から、作製場面において、a) 堆肥ペレット中の気相の増大、b) 窒素肥料（尿素や石灰窒素等）の混合が有効であることが示された。a) のペレット中の気相を増大させた場合、本研究の培養試験（第7章）から、通常のものとは比べ、窒素投入量あたりの N_2O 発生量が 53%削減することが示された。しかし、ペレットの強度がやや弱く、施用時にカスが生じるなどのデメリットが生じることから、利用するにあたってはこの点を改良する必要がある。b) の窒素肥料の混合について、添加する窒素肥料として、尿素、石灰窒素、そして、硫安などのアンモニア系肥料、硝酸カルシウム等の硝酸系肥料などが挙げられる。これらの窒素肥料を堆肥へ混合する際の留意点とその対処法について表 8-1 に示した。尿素を混合する場合、圃場試験や室内培養試験の結果（第7章）から、 N_2O 発生抑制効果が認められ、添加した尿素はそのまま作物へ肥料成分として利用される。ただし、後述のアンモニア系肥料と同様に、堆肥を尿素に混合した後、放置すると、尿素がアンモニアに分解され、アルカリ性の堆肥と混合することにより、アンモニア揮散が起こるため、尿素混合後はなるべく速やかに成型・仕上げ乾燥する必要がある。また、尿素的の施用に伴い別の温室効果ガスである二酸化炭素（ CO_2 ）も発生する可能性があることから、今後検討する必要がある。石灰窒素を混合する場合、 N_2O 発生抑制効果が認められるが、殺菌作用により、堆肥の分解を抑制し、作物への養分供給を阻害する可能性があるため、使用するにあたっては、第7章のコマツナの圃場試験のように、堆肥の分解や養分供給に影響を及ぼさない添加量を検討し、成分が不足する場合は他

の窒素肥料と組み合わせる必要がある。アンモニア系肥料を混合する場合、少量では N_2O 発生抑制効果は確認できないが（第 6 章）、予備試験の結果（データ未掲載）から、多量に混合した場合、 N_2O 発生抑制効果が認められた。しかし、堆肥の多くはアルカリ性であり（原田 2001）、弱塩基のアンモニアを含む肥料を混合すると、直後にアンモニアが揮散することが確認され、窒素成分の損失や環境負荷源となる恐れがある。アンモニア揮散を防止する方策として、本研究では未実施であるが、混合する堆肥を酸性化することなどが考えられる。ただし、酸性化し pH を低下させた場合、 N_2O から N_2 への還元が阻害され（Knowles 1982）、 N_2O 発生を増大させるリスクがあるため、留意する必要がある。硝酸系肥料を混合する場合、硝酸カリウムの添加試験（第 6 章）や窒素付加堆肥ペレット（硝酸態窒素の含有割合が高い）を供試した圃場試験・培養試験（第 6 章）の結果から N_2O 発生に対する抑制効果があることが考察される。混合後にアンモニア揮散することはないが、施用後に多量の水分の供給や降雨があった場合、硝酸態窒素が溶脱する恐れがある。対処法として、施用後に多量の水分を必要とする作目では使用しない、また、マルチ等の被覆をして降雨による溶脱を防ぐことなどが考えられる。

表 8-1 窒素肥料を堆肥へ混合する際の考慮すべき点とその対処法

混合する肥料の種類	考慮すべき点	考えられる対処法
尿素	・堆肥と混合後、放置すれば、尿素がアンモニアに分解し、アルカリ性の堆肥と混和すると、アンモニア揮散が起こる。 ・二酸化炭素の発生	・堆肥への混合～成型～仕上げ乾燥までの工程を速やかに行う（できる限り尿素がアンモニアに分解する前に乾燥する）。
石灰窒素	・殺菌効果により、堆肥の分解が阻害され、養分供給が劣る可能性あり。	・堆肥の分解や養分供給を抑制しないような添加量を検討し、成分が不足する場合は他の窒素肥料と組み合わせて作成。
アンモニア系肥料	・堆肥（アルカリ性）と混合する際、アンモニア揮散が生じる。	・混合する堆肥を酸性化するなどして、アンモニア揮散を防止する（ただし、pH 低下による N_2O 発生増大のリスクに留意）。
硝酸系肥料	・施用後に多量の水分の供給や、降雨があった場合、硝酸態窒素が溶脱する可能性あり。	・施用後に多量の水分を必要とする作目では使用しない、また、マルチ等の被覆をして降雨による溶脱を防ぐ。

また、堆肥へ窒素肥料を添加する濃度についてみると、第 4 章で N_2O 発生低減効果が確認された窒素付加堆肥ペレット（表 4-4）は、乾物で全窒素が 3.7%、そのうち硝酸態窒素

が 1.8%、アンモニア態窒素が 0.3%であり、それに対し、対照の通常の堆肥ペレットは同順に 2.0%、0.1%、0.0%であり、両者を比べると、窒素付加堆肥ペレットは、概ね乾物で無機態窒素の約 2%分が付加されていることとなる。また、付加された無機態窒素のうちほとんどが硝酸態窒素であった。第 6 章 第 3 節の室内培養試験の結果や、堆肥ではないが、廃水処理の反応槽において、流入する廃水の硝酸態窒素濃度がある一定の濃度を超えると脱窒による硝酸態窒素の除去が阻害されることから (Francis and Mankin 1977)、これらの付加した無機態窒素が脱窒による N_2O 発生を阻害した可能性がある。窒素成分 (乾物) で 2%の添加について、無機態窒素 (硝酸態窒素、アンモニア態窒素) の添加ではなく、窒素肥料として、尿素と石灰窒素を添加した場合に、 N_2O の発生低減が確認された (第 7 章 第 2 節および第 3 節)。尿素には静菌作用 (河田 1964) が、石灰窒素には殺菌作用 (二宮 1984、渡辺 1995) があることが報告され、これらの添加により脱窒による N_2O 発生が阻害されたと考えられる。それ以外の添加する濃度について、尿素を 5%、10%添加して調査しており (第 7 章 第 2 節および第 4 節の圃場試験の尿素ペレット区 (窒素成分 (乾物) で約 10%添加))、無添加の対照と比べ、堆肥乾物あたりの N_2O 発生量は増加するものの、窒素投入量あたりの N_2O 発生量は低減した。よって、本試験で得られた結果をまとめると、窒素肥料を窒素成分 (乾物) で 2~10%添加した場合に、添加しない場合と比べ、窒素投入量あたりの N_2O 発生量が低減する結果となった。

近年、肥料価格の不安定化や今後の肥料原料資源の枯渇の恐れなどから、節肥のため、堆肥に含有される成分を肥料として勘案し、施用する場合も増えている。また、堆肥は作物生育に必要な成分の含有バランスが悪く、例えば、本試験で供試した牛ふん堆肥の三要素成分 (窒素・リン酸・カリウム) は、他の畜種の家畜ふん堆肥と比べ全般的に低く、特に窒素成分が低い傾向にある。よって、牛ふん堆肥に成分含量が低い窒素を化学肥料で補足すれば、窒素・リン酸・カリウムのバランスが良い有機質肥料として利用できることが期待される。また、堆肥と化学肥料を混合することで、元々別々に施用していたものを一度に施用することが可能となり、省力化につながると考えられる。堆肥と化学肥料との混合に関連して、2019 年 12 月に肥料取締法が改正され (名称も「肥料の品質の確保等に関する法律」に改正)、これまで特殊肥料の堆肥に、成分を付加する目的で普通肥料である化学肥料を混合して肥料として登録することはできなかったが、堆肥と普通肥料を自由に配合し、「指定混合肥料」 (登録済みの普通肥料と届出済みの特殊肥料を配合する肥料など) として届出制で生産可能となった。よって、本研究で作成した尿素や石灰窒素を混合した堆肥ペレット (第 7

章) は、これらの混合肥料を用いて作物栽培を行う際の N_2O 発生量の推定に関して参考になると考えられる。本試験では窒素肥料を堆肥ペレットへ混合することにより、無混合の堆肥ペレットと比べ、施用後の N_2O 発生が低減することが確認され、また、栽培試験でも慣行的な栽培(化学肥料のみ、バラ状堆肥と化学肥料併用)と収量がほとんど変わらないことが示された。以上から、窒素肥料を堆肥ペレットへ混合することは、堆肥ペレット施用後の N_2O 削減と作物生産性を維持する上で、有効な手段であると考えられる。

また、窒素肥料を添加した堆肥ペレットには肥料成分以外にも堆肥が含まれていることから、施用することにより、有機物を供給する効果も期待される。有機物の供給により、土壌炭素量の増加や作物生育の促進 (Koga 2017)、養分の供給、土壌物理性・化学性の改善、土壌病害の軽減 (西尾ら 1988) などの効果が考えられる。しかし、窒素肥料を添加した堆肥ペレットは肥料成分が含まれるため、施用量は栽培作物の施肥必要量によって限定され、通常の堆肥の慣行的な施用量である 10a あたり現物で 2~3t 程度より少なく、有機物施用量も少なくなると考えられる。例えば、第 7 章 第 3 節のキャベツ栽培試験では (表 7-5)、堆肥 (バラ状) 区、堆肥ペレット区の炭素投入量 (堆肥乾物で 10a あたり 1t 施用、水分を 50~60%とした場合、現物で 2~2.5t となり、慣行の施用量と同等) が 10a あたり約 360 kg であるのに対し、窒素付加堆肥ペレット区、尿素添加堆肥ペレット区では堆肥の窒素含有率や肥効率が高く、堆肥 (バラ状) 区や堆肥ペレット区と比べ、窒素成分の供給は少量の施用量で済むため、炭素投入量はそれぞれ 10a あたり約 160 kg、214 kg で、堆肥 (バラ状) 区や堆肥ペレット区の 44%、60%であった。窒素肥料を添加した堆肥ペレットを利用して作物栽培した場合、全量化学肥料での施肥体系と比べれば、有機物施用の効果があると考えられるが、さらに効果を高めるためには、 N_2O 発生低減効果に影響を与えない範囲で、ペレット中の堆肥 (有機物) 含有率を高める、または、作物残さや緑肥、炭素資材など他の有機物を併用することを検討する必要があると考えられる。

二つ目の施用時期については、本研究 (第 4 章および第 7 章) において、堆肥ペレット施用時の地温が 24~29℃の高い地温の時期に施用すると、施用直後の N_2O 発生ピークが低地温の時の施用と比べ高くなり、作付期間中の積算も高くなることが明らかとなった。同様に、Mori and Hojito (2012) は、バーク・おがくず混合乳牛ふん堆肥ならびに化学肥料を施用した草地土壌からの N_2O 発生量は、施肥後 12 日間の日平均気温が 15℃を超えると劇的に N_2O 発生が増加することを示した。夏季~初秋の高地温の時期を避け、晩秋・冬季~春季の比較的地温の低い時期に堆肥ペレットを施用することで N_2O 発生を低減することがで

きると考えられる。ただし、基肥の施用時期は、播種・防除等の実際の栽培慣行や収穫物の出荷時期などに大きく関係することから、営農に不都合とならない範囲で、施用時期を変更することが肝要であると考えられる。地温の他に重要な環境条件として土壌水分があり、第7章のキャベツ栽培試験において、堆肥ペレット施用区の基肥施用から1か月以内の発生とWFPSの間には関係性は見出せなかった(図7-3(a))。これは、堆肥ペレット内部の孔隙が土壌よりも小さく、また、施用後にペレットが水分を吸収し、ペレットの水分は土壌水分よりも高くなることから(第5章 第2節)、比較的低い土壌水分条件でも堆肥ペレットは嫌氣的となり、ペレットにおける脱窒により N_2O 発生が起これるためと考えられる。しかし、第4章 第2節の圃場試験では、施用後の N_2O の発生ピークは比較的高い土壌水分の場合(含水比 0.55 kg kg^{-1} 以上)に確認された。同様に鶏ふん堆肥ペレットを施用した圃場試験(井上・渋川 2008、Hayakawa *et.al* 2009)においても、施用して降雨があった後に大きい N_2O フラックスが確認された。その他、降雨量が有機物を施用した圃場での N_2O 発生量へ影響を及ぼしたことを示唆する報告が存在する(Mori and Hojito 2012、Bourdin *et al.* 2014、Bell *et al.* 2016)。また、堆肥ペレットを土壌へ混和した室内培養試験では、土壌水分が高いほど培養期間中の N_2O 発生量が大きいことが示された(第5章 第2節、Hayakawa *et.al* 2009)。以上から、土壌水分は堆肥ペレットを施用した土壌における N_2O 発生へ大きく影響し、高い土壌水分は N_2O 発生を増大させるリスクがあることから、 N_2O 発生を低減するには、高地温の場合のみならず、降雨後などの高い土壌水分の場合にも施用を避けることが望ましいと考えられる。

以上から、堆肥ペレットを作物生産へ利用し、土壌へ施用する際の N_2O 発生を低減する方法として、以下の2点が考えられた。1つ目は、窒素付加堆肥ペレット、窒素肥料を添加した堆肥ペレットなど N_2O の発生が低い堆肥ペレットを利用することである。窒素肥料を添加した堆肥ペレットを利用する際、添加する窒素肥料の種類で特長や考慮すべき点があり(表8-1)、後者に対しては、対策を講じることが必要である。2つ目は、営農に不都合とならない範囲で、施用後の発生ピークが増大しやすい、高地温や降雨後の高土壌水分の時に施用を避けることである。1つ目の窒素肥料を添加した堆肥ペレットについては、堆肥に不足している窒素成分を補足して肥料成分のバランスを改善し、有機質肥料として利用することなど耕種上のメリットもあり、地域における有機性廃棄物の循環利用に貢献することが期待される。

第9章 要約

環境保全型農業の達成には地域における有機性廃棄物の循環利用が不可欠である。堆肥を小粒状に成型した堆肥ペレットは、堆肥のハンドリングが改善され、家畜ふん堆肥の耕種場面での利用促進が期待される。また、優れた輸送性から堆肥の広域流通を促進し、畜産生産地域の家畜ふん尿の偏在化により生じる窒素溶脱等の環境負荷低減が期待される。しかし、堆肥等有機物の施用により主要な温室効果ガスの一つである一酸化二窒素 (N_2O) が発生するおそれがある。本研究では、堆肥ペレット施用に伴う N_2O 発生の低減を目指して、施用後の N_2O 発生実態や発生要因を調査するとともに N_2O 発生低減対策技術を検討した。

1. 堆肥のペレット化に伴う土壌への施用後の N_2O の発生実態

飼料用トウモロコシ栽培圃場で栽培期間中の N_2O 発生量を調査したところ、堆肥ペレットを施用した場合、ペレット化していないバラ状の堆肥や化学肥料を施用した場合よりも、発生量が著しく高いことが示された。特に堆肥ペレット施用数日後 (3~4 日後) に N_2O の発生ピークが発生し、これが発生量を増大させた。

また、飼料用トウモロコシ栽培圃場で、窒素付加堆肥 (堆肥化過程で生じるアンモニア等の悪臭成分を完熟堆肥に吸着させたもの) をペレット化したもの (窒素付加堆肥ペレット) と、通常の堆肥ペレットを施用した際の栽培期間中の N_2O 発生量を調査したところ、窒素付加堆肥ペレット施用区の発生量は通常の堆肥ペレット施用区と比べ、30~91%低減することが示された。窒素付加堆肥ペレット施用区の施用直後の N_2O 発生ピークも通常の堆肥ペレット施用区と比べ低かった。

2. 堆肥ペレット施用に伴う N_2O 発生の発生制御要因

2-1. 堆肥ペレットにおける硝化と脱窒による N_2O 生成

堆肥ペレット施用に伴う N_2O 多量発生要因として、水分ならびに発生に関わる微生物 (脱窒菌、硝化菌) の影響を調査した。

水分の影響について、異なる水分の土壌に堆肥ペレットを混和し、室内培養試験により調査したところ、土壌水分が高いほど、培養期間中の N_2O 発生量が大きかった。

微生物の影響について、 N_2O フラックスを調査した飼料トウモロコシ栽培圃場試験から採取した土壌、堆肥ペレットを試料とし、脱窒菌、硝化菌数を調査した。堆肥ペレットの脱窒菌数は施用前と比べ施用後に $10^4\sim 10^5$ 倍増加し、また、乾物あたりで土壌の脱窒菌数の $10^3\sim 10^4$ 倍であった。堆肥ペレットの硝化菌 (アンモニア酸化菌) 数は施用前後で約 20 倍増加した。

以上から、土壌水分が高く、より嫌気的な条件で N_2O 発生量が高いことや、施用後に堆肥ペレットの脱窒菌数が急増し、土壌の脱窒菌数と比べ著しく高かったことから、堆肥ペレット施用に伴う N_2O の多量発生は堆肥ペレットにおける脱窒に由来すると考察された。

2-2. 窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減メカニズムの解明

窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減メカニズムを明らかにするため、通常の堆肥ペレットと異なり、かつ N_2O 発生に影響を及ぼす可能性のある理化学性である pH、無機態窒素に着目し、調査した。

pH の影響について、通常の堆肥ペレット (pH8.6) および窒素付加堆肥ペレット (pH5.3) に対し、それぞれ酸、アルカリ溶液を直接ペレットへ添加し、堆肥の pH を変化させ、培養試験により N_2O 発生を調査した。pH と培養期間中の N_2O 発生量について一定の関係性がみられなかったことから、pH は窒素付加堆肥ペレットの N_2O 発生低減に対し、直接的な要因ではないことが示唆された。しかし、pH は N_2O 発生推移へ影響を及ぼし、アルカリ性～中性条件では培養初期に N_2O 発生ピークが生じ、それ以降の発生は低かった。

無機態窒素の影響について、通常の堆肥ペレット ($\text{NO}_3\text{-N}$ 1.1、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 0.0、単位：g kg^{-1} 乾物) に無機態窒素が窒素付加堆肥ペレット ($\text{NO}_3\text{-N}$ 18.3、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 3.4、単位：同左) と同等となるよう硝酸カリウムおよび硫酸アンモニウム溶液を堆肥ペレットへ直接添加して、培養試験により N_2O 発生を調査したところ、無添加の通常の堆肥ペレットと比べて培養期間中の N_2O 発生量が有意に低減した。特に培養開始直後 (1 日後) の発生ピークが低減した。以上から、硝酸カリウムおよび硫酸アンモニウムを添加し、堆肥の無機態窒素を高めることは、堆肥ペレットからの N_2O 発生を低減させる効果があることが示された。

3. 堆肥ペレットの施用に伴う N_2O 発生の更なる低減対策

これまでに調査した発生制御要因や既知の知見を参考に N_2O 発生が低い堆肥ペレットを試作し、培養試験により、発生低減効果を検証したところ、無処理の堆肥ペレットとの比較で、①窒素成分で尿素を 2% 添加した堆肥ペレット、②窒素成分で石灰窒素を 2% 添加した堆肥ペレット、③成型前の堆肥水分を高めに調整し、成型後乾燥させ、ペレット内の気相を高めた堆肥ペレット、以上の 3 種類が比較的高い低減効果 (投入窒素量あたりの発生量で対照の 50% 以下) を示した。

窒素付加堆肥ペレットならびに尿素を窒素成分で約 2% 添加したペレット (尿素添加堆肥ペレット) を用いてキャベツを栽培した際の N_2O 発生量を調査したところ、無処理の通常の堆肥ペレットの施用時と比べ、窒素付加堆肥ペレットは、5～75% (ただし、残さすき

込み後の発生が大きかった 2014 年春作は 23%増加)、尿素添加堆肥ペレットは 33~52% N_2O 発生量を低減した。これらの発生低減効果はキャベツの栽培時期が、施用時の地温が高い秋作(9 月上中旬に基肥施用および定植を行い、翌年の 1~2 月に収穫)の時に高かった。

牛ふん堆肥へ比較的高い割合(全重量の 20%)で尿素を混合してペレット化したもの(尿素混合ペレット)、そして尿素に加え、さらに微量の石灰窒素(堆肥・尿素混合物重量の 1%)を混合してペレット化したもの(石灰窒素・尿素混合ペレット)を施用して、コマツナを栽培した際の N_2O 発生量、作物収量を調査した。窒素施用量が同一の場合、無混合の堆肥ペレットと比べ、尿素混合ペレット施用後の積算 N_2O 発生量は大きく減少し(76%)、化学肥料(尿素)を単独施用した場合とほぼ同等であった。石灰窒素・尿素混合ペレットは尿素混合ペレットよりも積算 N_2O 発生量が低かったが、統計的に有意ではなかった。窒素施用量を同一にして、尿素混合ペレット、石灰窒素・尿素混合ペレット、化学肥料を利用してコマツナを栽培した場合、収量に差はみられなかった。

4. 堆肥ペレットの作物生産への利用と土壌への施用に伴う N_2O 発生の低減方法について

以上の結果から、堆肥ペレットを施用して作物栽培を行う際に発生する N_2O 発生低減方法として、以下の 2 つが示唆された。① N_2O 発生が低い堆肥ペレット(窒素付加堆肥ペレット、または、窒素肥料を添加して窒素成分を高めた堆肥ペレット)を利用して作物栽培を行う。②施用直後の N_2O 発生ピークが著しく大きい高地温(夏季~初秋)や降雨後等の高土壌水分時の施用を避ける。特に前者については、堆肥に不足している窒素成分を添加することで、肥料成分のアンバランスを解消し、有機質肥料として利用できることなど耕種上のメリットも期待される。

引用文献

- Akiyama, H., X. Yan, and K. Yagi. 2006. Estimation of emission factors for fertilizer-induced direct N_2O emissions from agricultural soils in Japan: Summary of available data. *Soil Science and Plant Nutrition*, 52, 774-787.
- Akiyama, H., and H. Tsuruta. 2003. Effect of organic matter application on N_2O , NO, and NO_2 fluxes from an Andisol field. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4), 1100.
- Aguilera, E., L. Lassaletta, A. Sanz-Cobena, J. Garnier, and A. Vallejo. 2013. The potential of organic fertilizers and water management to reduce N_2O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164, 32-52.
- 荒川祐介・田中章浩・原口暢朗・草場 敬・薬師堂謙一・山田一郎 2010. 堆肥脱臭法により産生した窒素付加堆肥の利用に関する研究（第 1 報）コマツナ栽培試験による肥料効果の検証. *土肥誌*, 81, 153-157.
- Baral, K. R., E. Arthur, J. E. Olesen, and S. O. Petersen. 2016. Predicting nitrous oxide emissions from manure properties and soil moisture: An incubation experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 97, 112-120.
- Bateman, E. J., and E. M. Baggs. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N_2O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils*, 41, 379-388.
- Bell, M. J., N. J. Hinton, J. M. Cloy, C. F. E. Topp, R. M. Rees, J. R. Williams, T. H. Misselbrook, and D. R. Chadwick. 2016. How do emission rates and emission factors for nitrous oxide and ammonia vary with manure type and time of application in a Scottish farmland? *Geoderma*, 264, 81-93.
- Blackmer, A. M., and J. M. Bremner. 1978. Inhibitory effect of nitrate on reduction of N_2O to N_2 by soil microorganisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, 187-191.
- Bourdin, F., R. Sakrabani, M. G. Kibblewhite, and G. J. Lanigan. 2014. Effect of slurry dry matter content, application technique and timing on emissions of ammonia and greenhouse gas from cattle slurry applied to grassland soils in Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 188, 122-133.
- Bremner, J. M. 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 7-16.

- Burford, J. R., and J. M. Bremner. 1975. Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 7, 389-394.
- Cabrera, M. L., S. C. Chiang, W. C. Merka, O. C. Pancorbo, and S. A. Thompson. 1994a. Pelletizing and soil water effects on gaseous emissions from surface-applied poultry litter. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 807-811.
- Cabrera, M. L., S. C. Chiang, W. C. Merka, O. C. Pancorbo, and S. A. Thompson. 1994b. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from pelletized and nonpelletized poultry litter incorporated into soil. *Plant and Soil*, 163, 189-196.
- Charles, A., P. Rochette, J. K. Whalen, D. A. Angers, M. H. Chantigny, and N. Bertrand 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soils after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 236, 88-98.
- Davidson, E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. In J.E. Rogers, and W.B. Whitman (ed.) *Microbial production and consumption of greenhouse gases: methane, nitrogen oxides, and halomethanes*, p.219-235. American Society for Microbiology, Washington, D.C.
- Francis, C. W., and J. B. Mankin. 1977. High nitrate denitrification in continuous flow-stirred reactors. *Water Research*, 11, 289-294.
- Fu, M. H., X. C. Xu, and M. A. Tabatabai. 1987. Effect of pH on nitrogen mineralization in crop-residue-treated soils. *Biology and Fertility of Soils*, 5, 115-119.
- 原田靖生 2001. 家畜排泄物の環境保全的利用. 安田 環・越野正義 共編 環境保全と新しい施肥技術, 78-115. 養賢堂, 東京.
- Hashimoto, T., and H. Niimi. 2001. Seasonal and vertical changes in denitrification activity and denitrifying bacterial populations in surface and subsurface upland soils with slurry application. *Soil Science and Plant Nutrition*, 47, 503-510.
- Hashimoto, T., H. Niimi, and S. Asanuma. 2002. Vertical changes in denitrification activity and denitrifying bacterial populations in Kuroboku upland soil with slurry application. *Soil Science and Plant Nutrition*, 48, 65-69.
- Hayakawa, A., H. Akiyama, S. Sudo, and K. Yagi. 2009. N₂O and NO emissions from an Andisol field as influenced by pelleted poultry manure. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 521-529

- He, T., J. Yuan, J. Luo, W. Wang, J. Fan, D. Liu, and W. Ding. 2019. Organic fertilizers have divergent effects on soil N₂O emissions. *Biology and Fertility of Soils*, 55, 685-699.
- 広瀬春朗 1973. 各種植物遺体の有機態窒素の畑状態土壌における無機化について. 土肥誌, 44, 157-163
- 井上健一・渋川 洋 2008. 鶏糞ペレット堆肥施用畑における亜酸化窒素発生量. 土肥誌, 79, 181-182.
- IPCC 2014. Summary for policymakers. In: Core Writing Team, Pachauri, R.K., and L. A. Meyer. (eds) *Climate Change 2014: Synthesis Report, Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 1-32, IPCC, Geneva, Switzerland.
- 甲斐秀昭 1981. 土壌中における窒素の動態. 土壌微生物研究会編 土の微生物, 352-372. 博友社, 東京.
- 河田幸道 1964. 尿路感染菌に対する尿素の静菌作用. 日本泌尿器科学会雑誌, 55, 446-453.
- Knowles, R. 1982. Denitrification. *Microbiological reviews*, 46, 43-70.
- Koga, N. 2017. Tillage, fertilizer type, and plant residue input impacts on soil carbon sequestration rates on a Japanese Andosol. *Soil Science and Plant Nutrition*, 63, 396-404.
- 久保寺秀夫・山根 剛・脇山恭行・荒川祐介 2009. 樹脂固化薄片を用いた牛ふん堆肥ペレットの微細形態観察. 土肥誌, 80, 522-525.
- Kusa, K., T. Sawamoto, and R. Hatano. 2002. Nitrous oxide emissions for 6 years from a gray lowland soil cultivated with onions in Hokkaido, Japan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63, 239-247.
- Luo, W., P. L. O'Brien, and J. L. Hatfield. 2019. Crop yield and nitrous oxide emissions following swine manure application: a meta-analysis. *Agricultural and Environmental Letters*, 4, 190024.
- 松元 順 1999. 畜産集中地域における家畜ふん尿処理・利用の現状と展望. 土肥誌, 70, 487-492.
- 松村昭治 1988. 畑土壌への家畜尿施用にともなう窒素揮散. 土肥誌, 59, 568-572.
- Mori, A., and M. Hojito. 2012. Effect of combined application of manure and fertilizer on N₂O fluxes from a grassland soil in Nasu, Japan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 160, 40-50.
- Mulvaney, R. L., S. A. Khan, and C. S. Mulvaney. 1997. Nitrogen fertilizers promote denitrification. *Biology and Fertility of Soils*, 24, 211-220.

- 二宮啓輔 1984. シアナミド系窒素肥料. 植物栄養土壌肥料大事典編集委員会編植物栄養土壌肥料大事典, p.1103-1106. 養賢堂, 東京.
- 西尾道徳・藤原俊六郎・菅家文左衛門 1988. 講座 微生物段階の土づくり 3 有機物をどう使いこなすか, p. 12-15. 農文協, 東京.
- 西尾 隆 1994. 耕地土壌の脱窒過程. 土肥誌, 65, 463-471.
- 西尾 隆 2004. 脱窒作用の測定と脱窒菌の計数, 分離. 土壌微生物研究会編 新編 土壌微生物実験法, p. 215-223. 養賢堂, 東京.
- Nishina, K., S. Sudo, K. Yagi, T. Sano, Y. Takata, H. Obara, S. Eguchi, N. Oura, S. Yano, S. Ohkoshi, Y. Fujita, Y. Shiratori, M. Tsuji, H. Hasukawa, Y. Suzue, Y. Yamada, H. Mizukami, and I. Uezono. 2015. Multi-site monitoring for N₂O emission factors of synthetic fertilizer in various soils with different redoximorphic features across Japan. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 103, 87-99.
- 農林水産省 九州農政局 2019. 見たい！知りたい！九州農業 2019
https://www.maff.go.jp/kyusyu/kikaku/mirusiru_2019.html
- 農林水産省 畜産統計調査 2019
<https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/tikusan/index.html>
- 農林水産省 作物統計 2019
<https://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/sakumotu/index.html>
- O'Brien, P. L., and J. L. Hatfield. 2019. Dairy manure and synthetic fertilizer: a meta-analysis of crop production and environmental quality. *Agrosystems, Geosciences and environment*, 2, 190027.
- Ravishankara, A. R., J. S. Daniel, and R. W. Portmann. 2009. Nitrous oxide (N₂O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 326, 123-125.
- Rochette, P., D. A. Angers, M. H. Chantigny, B. Gagnon, and N. Bertrand. 2008. N₂O fluxes in soils of contrasting textures fertilized with liquid and solid dairy cattle manures. *Canadian Journal of Soil Science*, 88, 175-187.
- Sadeghpour, A., Q. M. Ketterings, F. Vermeylen, G. S. Godwin, and K. J. Czymmek. 2018. Nitrous oxide emissions from surface versus injected manure in perennial hay crops. *Soil Science Society of America Journal*, 82, 156-166.
- Stevens, R. J., R. J. Laughlin, and J. P. Malone. 1998. Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1119-1126.
- Syakila, A., and C. Kroeze. 2011. The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse Gas*

Measurement and Management, 1, 17-26.

田中章浩 2006. 堆肥吸着による家畜ふん尿堆肥の悪臭防止と窒素回収技術. 畜産技術, 611, 27-30.

Tiedje, J.M. 1994. Denitrifiers. In Weaver, R.W., Angle, J.S., and Bottomley, P.S. (ed.) Methods of soil analysis, Part 2 - Microbiological and biochemical properties, p.245-267, Soil Science Society of America Inc., WI.

築城幹典・原田靖生 1997. 我が国における家畜排泄物発生の実態と今後の課題. 西尾道徳監修 環境保全と新しい畜産, p. 15-29. 社団法人 農林水産技術情報協会, 東京.

上之蘭 茂・長友 誠・高橋 茂・國枝栄二・山室成一 2004. 重窒素標識法による鶏ふん堆肥およびオガクズ牛ふん堆肥の水稲に対する窒素供給能の評価. 土肥誌, 75, 313-319.

Van Cleemput, O., and A. H. Samater. 1995. Nitrite in soils: accumulation and role in the formation of gaseous N compounds. Fertilizer Research, 45, 81-89.

Van Groenigen, J. W., G. J. Kasper, G. L. Velthof, A. van den Pol-van Dasselaar, and P. J. Kuikman. 2004. Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. Plant and Soil, 263, 101-111.

渡辺 優 1995. 石灰窒素の生理活性とその機構. 農業および園芸, 70, 677-679.

八木一行 1997. 8. 温室効果ガス発生・吸収量. 土壤環境分析法編集委員会編土壤環境分析法, p. 129-138. 博友社, 東京.

薬師堂謙一 2003. 堆肥の成型加工技術. 畜産の研究, 57, 95-100.

謝 辞

本研究を取りまとめるにあたり、北海道大学 農学研究院 基盤研究部門 生物機能化学分野 波多野隆介 特任教授にはご多忙中にもかかわらず主査をお引き受けいただき、また本稿の作成にあたりご指導いただきました。心より感謝申し上げます。北海道大学 農学研究院 基盤研究部門 生物機能化学分野 信濃卓郎 教授、生物環境工学分野 石黒宗秀 教授には副査をお引き受けいただき、本稿をご校閲いただきました。深く御礼申し上げます。

本研究は農業・食品産業技術総合研究機構（通称 農研機構）九州沖縄農業研究センターにて実施されました。在職中は多くの方々からご支援を賜りました。環境資源研究部 土壤微生物研究室長（組織名・職名は当時のもの、以下同様）の橋本知義博士には本研究の土台となった脱窒菌の研究をご指導いただくとともに本研究を始めるにあたって議論、ご指導いただきました。畑作研究部の新美 洋氏にはガスフラックスの測定等様々な研究手法をご教授いただき、また、試験を遂行するにあたり温かい励ましや有益なアドバイスをいただきました。環境資源研究部長（研究管理監）の山田一郎博士には試験計画の議論や論文の作成にあたり、時には厳しくも終始温かく親身にご指導いただきました。久保寺秀夫博士、脇山恭行博士には農林水産省プロジェクト研究（「気候変動プロ（旧温暖化プロ）」）に共同で参画いただき、試験の実施にあたりご協力いただきました。久保寺博士には試験設計や論文の作成の際にご指導いただきました。荒川祐介氏には試験に関する議論をしていただき、また、様々な有益なアドバイスをいただきました。環境資源研究グループ長の草場 敬氏には研究を実施する際に色々な面でサポートしていただきました。土壤肥料グループ長の古賀伸久博士には試験計画や論文作成など研究全般にわたり懇切丁寧にご指導いただきました。畜産飼料作研究部 畜産総合研究チーム長の薬師堂謙一氏、同チーム員の田中章浩博士には、堆肥ペレットを作製するにあたり、ご指導いただくとともに多大なご協力を賜りました。中央農業研究センターの加藤直人博士、駒田充生氏には共同研究（圃場試験）を実施した際にご指導、お力添えをいただきました。試験圃場の管理にあたっては、業務科の村上伸二氏、高倉雄一氏、故野口正樹氏、青木 亮氏にご支援いただきました。契約職員の松岡君代氏、前田真由美氏、古川圭子氏には室内試験や圃場試験をサポートいただきました。ガスの分析では熊本県農業研究センターの皆様、特に水上浩之博士にお世話になりました。また、北海道農業研究センター 生産環境研究領域 土壤管理グループ長の岡 紀邦博士には本稿をご校閲いただきました。その他全ての方の名前を挙げることはできませんが、多くの同僚の皆様を支えられて本研究を成し遂げることができました。心より感謝いたします。

最後にこれまで自分を温かく見守り支えてくれた家族、特に両親に深く感謝いたします。

山 根 剛