

黒ボク土からのアンモニア揮散に及ぼす 土壌 pH・温度・施用窒素形態の影響^{*1}

笛木伸彦^{*2}・谷 昌幸^{*3}・中津智史^{*4}

キーワード 黒ボク土, アンモニア揮散, 土壌 pH, リン酸の特異吸着, 窒素形態

1. はじめに

畑作における窒素の表面施肥は、秋まき小麦の起生期追肥¹⁾やデンプン原料用ジャガイモの開花期追肥²⁾などで用いられ、作物が窒素を要求するタイミングに合わせて効率的に施肥できる長所を持つ。そのため、今後テンサイの分施など他の畑作物の栽培においても表面施肥の導入が期待されている^{3,4)}。

しかし、表面施肥はアンモニア揮散によって窒素が損失する短所も持つ。アンモニア揮散は物理化学反応であり、土壌 pH や温度の上昇等の要因によって促進され、また窒素の形態によって異なる⁵⁻¹⁰⁾。すなわち、酸性矯正等の pH 管理や施肥のタイミング (施肥時の温度)、あるいは窒素肥料種の選択を誤ればアンモニア揮散により施肥効率が低下する可能性がある⁶⁻⁸⁾。表面施肥を行う際にはアンモニア揮散をできるだけ少なくするよう配慮することが望ましい。

アンモニア揮散に関しては、中国^{7,8)}や欧米^{5,6,9,10)}など海外の高 pH 条件において豊富な研究事例がある。中国黄土高原のアルカリ性土壌における研究事例⁷⁾では、施肥窒素 (炭酸アンモニウムや尿素の場合) の 30%以上がアンモニア揮散によって消失すると報告されており、ヨーロッパでもアンモニア揮散の 80~90%は農業由来で、このうち 10~20%は施肥窒素に由来すると報告されている⁹⁾。

日本においては、家畜糞尿に関連したアンモニア揮散の研究が多数行われている¹¹⁻¹⁴⁾。しかし施肥窒素のアンモ

ニア揮散については、一般に日本の土壌は酸性土壌であること、またいくつかの研究事例^{15,16)}によれば、表面施用した窒素のうちアンモニア揮散によって消失したのは 0~7%と少なく、問題視されることは少なかった。実際、北海道十勝地方の例¹⁷⁾を挙げると、今のところ畑土壌の pH は 5.5 程度と低く、pH が 7 を超えるような土壌は少ない。

しかし、前述のように畑作における今後の施肥技術において窒素の表面施肥が用いられる場面が増える見込みがあること^{3,4)}、また笛木ら¹⁷⁾が報告したように畑土壌の pH が上昇する傾向を示す場合もあることから、日本の畑土壌においてアンモニア揮散による窒素損失が生じうる土壌 pH、温度、施用窒素形態等について明らかにする必要がある。

また、黒ボク土は日本の代表的畑土壌の一つであるが、黒ボク土はリン酸イオンの特異吸着等に見られるように特異な物理化学的性質を持つことが知られている¹⁸⁾。このことから、黒ボク土は既往の知見とは異なるアンモニア揮散反応を示す可能性がある。

以上の背景から、本研究では黒ボク土における表面施用窒素のアンモニア揮散に及ぼす、土壌 pH、温度、施用窒素形態の影響について明らかにしようとした。

2. 材料と方法

1) 供試土壌

北海道立十勝農試圃場より採取した黒ボク土の作土 (深さ 0~20 cm) を、風乾・砕土後 2 mm のふるいを通して供試した。常法^{17,19)}により分析した供試土壌の化学性は、土壌 pH (土:水=1:2.5) が 5.9、交換酸度 y_1 が 0.3、全炭素含量 (チューリン法) が 25.0 g kg^{-1} 、全窒素含量 (ケルダール法) が 2.5 g kg^{-1} 、CEC (ショーレンベルガー法) が $154 \text{ mmol c kg}^{-1}$ であった。交換性のカルシウム・マグネシウム・カリウムはそれぞれ $1,580 \text{ mg kg}^{-1}$ (CaO として)、 192 mg kg^{-1} (MgO として)、 197 mg kg^{-1} (K_2O として)、有効態リン酸 (トルオーグ法) は $120 \text{ mg P}_2\text{O}_5 \text{ kg}^{-1}$ (P_2O_5 として)、リン酸吸収係数は 17.7 g kg^{-1} (P_2O_5 として) であった。なお、pH 7 の試料は以下の手順で調整した。原土 (pH 5.9) 1 kg に炭酸カルシウム 7 g を加えて十分混合し、さらに 1 L の蒸留水を加えて混合後、再び風乾・砕土し 2 mm のふるいを通した。

2) 通気法によるアンモニア揮散培養実験

供試土壌を円柱型の密閉フタ付ポリエチレンボトル (内径 8.8 cm、底面積 60.8 cm^2 、高さ 12.3 cm、図 1) に乾土として 100 g 入れ、容積重が 0.8 Mg m^{-3} になるよう充填・均平後、噴霧器で蒸留水 41.9 mL をできるだけ均一に加え、さらに水分を土壌中によくいきわたらせるため一昼夜 4°C で静置した。次に、土壌表面に各形態の窒素 (尿素、硫酸アンモニウム、リン酸一アンモニウム、リン酸二アンモニウム、以下ではそれぞれ URA, ASF, MAP, DAP と略記) を N として 6.08 mg になるように、各窒素の $10,000 \text{ mg N L}^{-1}$ 溶液 6.08 mL を、ガラス製噴霧器

Nobuhiko Fueki, Masayuki Tani and Satoshi Nakatsu:
Influence of Soil pH, Temperature and Applied-Nitrogen
Forms on Ammonia Volatilization from Andosol

^{*1} 本報告の一部は日本土壌肥科学会神奈川大会 (2003 年) において発表した。

^{*2} 北海道立十勝農業試験場 (082-0071 北海道河西郡芽室町新生)

^{*3} 帯広畜産大学畜産学部畜産科学科 (080-8555 帯広市稲田町西 2 線 11)

^{*4} 北海道立中央農業試験場 (069-1395 北海道夕張郡長沼町東 6 線北 15 号)

2006 年 9 月 6 日 受付・2006 年 11 月 15 日 受理

日本土壌肥科学雑誌 第 78 巻 第 3 号 p. 309~312 (2007)

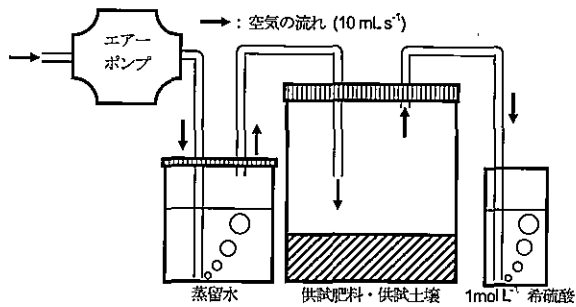


図1 通気法によるアンモニア揮散実験の概念図

を用いて噴霧し、土壌水分を最大容水量の60%、窒素施用量がNとして 10 g m^{-2} (ポリエチレンボトルあたり60.8 mg) となるよう、各処理区を設定した。なお、各窒素の $10,000 \text{ mg N L}^{-1}$ 溶液は特級試薬を用いて作成した。

上記処理の後、Terman⁵⁾を参考にして組み立てた実験装置 (図1) により、ただちに通気法による培養実験を開始した。通気流量は 10 mL s^{-1} とし、試料の乾燥を防ぐためいったん蒸留水を通過させてから、供試土壌の入った密閉フタ付ポリエチレンボトルへ流入させた。ボトルからの流出空気中のアンモニアは、 100 mL の 1 mol L^{-1} 希硫酸を通過させて捕捉した。この希硫酸は適宜回収・交換し、オートアナライザー (AACS II, ブラン・ルーベ社製) によりアンモニア捕捉量を定量しその累積値をアンモニア揮散量とした。培養日数は14日間とし、培養開始後のアンモニア補足量の測定精度は3~6回とした。なお、培養実験の際には、窒素を添加しない空試験区を併置した。培養温度は15または 30°C 、反復は2とした。

得られたデータを以下の式により、アンモニア揮散率 (施用窒素量に対するアンモニア態窒素揮散量の割合) として算出した。

(アンモニア揮散率, %)

$$= \frac{[(\text{各試験区における, その時点までの累積アンモニア態窒素揮散量, mg N}) - (\text{空試験区における, その時点までの累積アンモニア態窒素揮散量, mg N})]}{(\text{窒素施用量, } 60.8 \text{ mg N})} \times 100$$

3) 窒素添加24時間後の土壌 pH

供試土壌 10 g とURA, ASF, MAP, DAPの $10,000 \text{ mg N L}^{-1}$ 溶液を 0.608 mL (Nとして 6.08 mg)、蒸留水 4.19 mL (最大容水量の60%相当) を 125 mL ポリエチレンボトルに入れてよく混合し、 15°C または 30°C で24時間静置後にさらに蒸留水 20.2 mL を加え、常法^{17,19)}により土壌pHを測定した。反復は3とした。Whitehead and Raistrick¹⁰⁾はこの窒素添加24時間後の土壌pHがアンモニア揮散程度を説明するのに有効であるとしている。

なお、URA, ASF, MAP, DAP溶液 ($10,000 \text{ mg N L}^{-1}$) のpHは、それぞれ7.1, 5.1, 4.0, 7.8であった。

3. 結果と考察

通気培養法による各処理区におけるアンモニア揮散率の推移を図2に示した。なお、すべての処理区において培養14日目以降のアンモニア揮散が無視しうほど小さいことが確認された。

アンモニア揮散率はその処理区においても、土壌pHの上昇 ($\text{pH } 5.9 \rightarrow 7.0$) と培養温度の上昇 ($15 \rightarrow 30^\circ\text{C}$) により促進されており、この傾向は既往の報告⁵⁻¹⁰⁾と一致した。以下では、アンモニア揮散率の各処理区間における違いを、窒素添加24時間後の土壌pH (表1) と併せて考察した。

DAP区およびURA区のアンモニア揮散率は、いずれの条件においてもASF区およびMAP区より高く (図2)、また窒素添加24時間後の土壌pHについても、DAP区およびURA区がASF区およびMAP区より高かった (表1)。

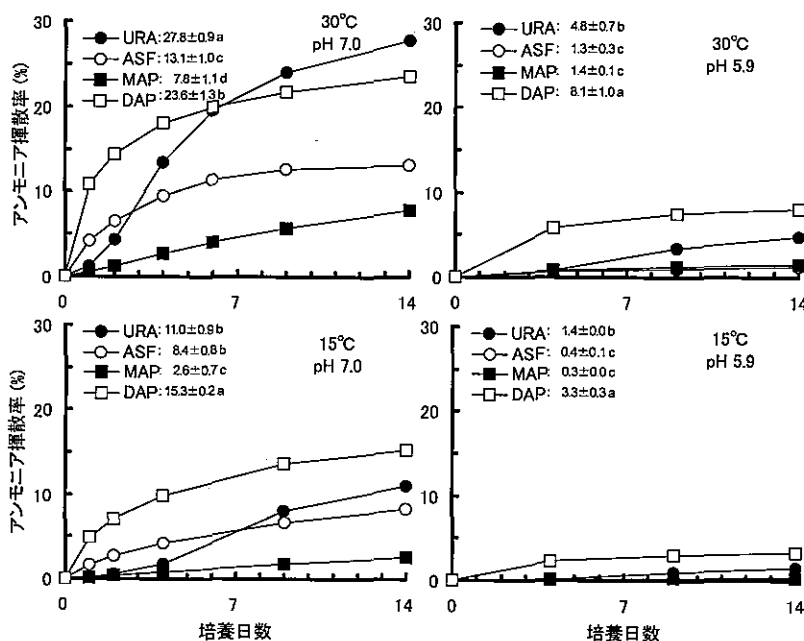


図2 アンモニア揮散率に及ぼす土壌 pH および培養温度の影響

URA: 尿素, ASF: 硫酸アンモニウム, MAP: リン酸一アンモニウム, DAP: リン酸二アンモニウム。各凡例の右の数字は培養14日目のアンモニア揮散率 (平均±標準偏差, $n=2$)。培養14日目のアンモニア揮散率の比較: 同一図内 (同一pHかつ同一培養温度) でa~dの文字が異なる場合は、LSD法による有意差 ($p < 0.05$) があることを示す。

表1 各窒素添加 24 時間後の土壌 pH

培養温度	窒素形態	炭酸カルシウム 添加土 (pH 7.0)	原土 (pH 5.9)
30°C	URA	7.2±0.1 a	6.3±0.0 b
	ASF	7.0±0.0 b	6.1±0.0 d
	MAP	7.0±0.0 b	6.2±0.0 c
	DAP	7.2±0.0 a	6.9±0.0 a
15°C	URA	7.2±0.0 b	6.3±0.0 b
	ASF	7.0±0.0 c	6.1±0.0 c
	MAP	6.8±0.0 d	6.1±0.0 c
	DAP	7.3±0.0 a	7.1±0.0 a

URA：尿素，ASF：硫酸アンモニウム，MAP：リン酸一アンモニウム，DAP：リン酸二アンモニウム。データは平均±標準偏差 (n=3) で示した。窒素形態間の比較：同一培養温度 (30°C か 15°C) かつ同一供試土壌内 (炭酸カルシウム添加土か原土) で a~d の文字が異なる場合は、LSD 法による有意差 ($p < 0.05$) があることを示す。

DAP 区のアンモニア揮散率は、高温・高 pH (30°C・pH 7.0) 以外の条件では URA 区よりも高く、このことは DAP がアルカリ性 (pH 7.8, 前述) であり、添加 24 時間後の土壌 pH (表 1) が URA 区よりも高かったことと対応した。

一方、URA 区のアンモニア揮散率は高温・高 pH (30°C・pH 7.0) 条件では DAP 区よりも高く (図 2)、このことは高温・高 pH (30°C・pH 7.0) 条件における、添加 24 時間後の pH (表 1) が URA 区≒DAP 区であったことと対応した。URA はほぼ中性 (pH 7.1, 前述) であるが、土壌中では土壌微生物の持つウレアーゼの作用により加水分解して炭酸アンモニウムとなって pH が上昇し²⁰⁾、アンモニア揮散が促進される⁶⁾。またこのウレアーゼによる加水分解反応は 7~32°C の範囲では温度の上昇によって著しく促進されることが知られている²¹⁾。すなわち高温 (30°C) と高 pH (pH 7.0) の相乗効果によって、URA 区のアンモニア揮散率が DAP 区よりも高まったものと考えられる。なお URA 区のアンモニア揮散速度は最大化するまでに 4 日程度を要し、他の処理区と異なる傾向を示した (図 2)。このことはウレアーゼ活性が最大化するまでに 2~4 日を要すること¹⁰⁾ に起因すると考えられる。

ASF 区のアンモニア揮散率は、高 pH (pH 7.0) 条件では温度の高低によらず MAP 区より高く、低 pH (pH 5.9) 条件では温度の高低によらず MAP 区と同等に低かった。ASF は酸性土壌 (pH < 7) ではアンモニア揮散の生じにくい窒素であることが知られている^{5,6,10)} が、逆に石灰質土壌など pH が高く (pH > 7)、炭酸カルシウム (CaCO_3) を多量に含む土壌に ASF が施用されると石膏 (CaSO_4) と炭酸アンモニウム ($(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$) が生成し、URA 施用時よりもアンモニア揮散率が高くなる^{5,6,10)}。このことは、炭酸カルシウムを添加した条件 (pH 7.0) におけるアンモニア揮散率が ASF 区 > MAP 区であったこと (図 2)、さらに 15°C・pH 7.0 条件では URA 区と

ASF 区のアンモニア揮散率に有意差がなかったこと (図 2) と符合すると考えられた。

一方、MAP 区のアンモニア揮散率が低いのは、既往の報告¹⁰⁾ では MAP が強酸性 (pH 4.0, 前述) であり、土壌に施用した直後から土壌 pH が大きく低下するためとされている。しかし、表 1 の結果では、MAP 添加 24 時間後の土壌 pH 値は、0~0.2 低下する程度 (炭酸カルシウム添加土 (pH 7.0) の場合) か、むしろ 0.2~0.3 上昇しており (原土 (pH 5.9) の場合)、弱酸である ASF の添加 (pH 5.1, 前述) と大差なかった。このように本研究における MAP 添加 24 時間後の pH が既往の知見¹⁰⁾ と異なったのは、供試土壌がリン酸吸収係数の大きい (17.7 g $\text{P}_2\text{O}_5 \text{ kg}^{-1}$) 黒ボク土であるため、MAP を添加するとリン酸イオンの特異吸着が生じ、これに伴い水酸化物イオン (OH^-) が放出されることによって pH が上昇するためと考えられる¹⁸⁾。

なお、MAP において推察されたリン酸イオンの特異吸着に伴う pH 上昇は、DAP においても生じたものと考えられるが、DAP は元々アルカリ性 (pH 7.8, 前述) であるために特異吸着による pH 上昇はマスクされ、観察できなかったと考えられる。

次に培養 14 日目の各処理区からのアンモニア揮散率と窒素添加 24 時間後の土壌 pH の関係を図 3 に示した。両者は培養温度 (30°C, 15°C) ごとに有意な指数関数の関係にあり、この結果は Whitehead and Raistrick¹⁰⁾ が窒素添加 24 時間後の土壌 pH とアンモニア揮散率が高い正の相関を示すことを見出したのとはほぼ同様の傾向であった。

以上のことから、黒ボク土にはリン酸イオンの特異吸着に伴う pH 挙動に特徴があるにせよ、他の土壌と同様に窒素添加 24 時間後の土壌 pH を測定することによって黒ボク土におけるアンモニア揮散の窒素形態間差は説明できることが明らかとなった。

本結果に基づき、営農場面において表面施肥を行う場合、アンモニア揮散をできるだけ抑制するための留意点と

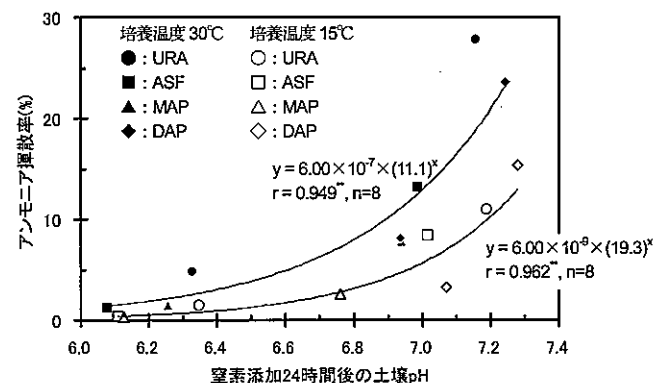


図3 培養 14 日間でのアンモニア揮散率と土壌 pH の関係
URA：尿素，ASF：硫酸アンモニウム，MAP：リン酸一アンモニウム，DAP：リン酸二アンモニウム。土壌 pH は窒素添加 24 時間後に測定。 ** $p < 0.01$ で有意な相関であることを示す。

して以下のことが指摘できる。(1) 土壌 pH を高くし過ぎない。ただし、本研究における土壌 pH 5.9 条件でのアンモニア揮散率は、DAP を除けば数%以下と低かったので、極度に低 pH とする必要はない。(2) 土壌温度の高い時期の表面施肥は避ける。(3) ASF と MAP は、URA, DAP よりもアンモニア揮散率が低いので、表面施肥には ASF または MAP が望ましい。

ただし MAP の表面施肥の是非については、リン酸の肥効が低下するおそれがあり²²⁾、今後の検討が必要であろう。

謝 辞 本研究をまとめるにあたり、東北大学大学院農学研究科・農学部資源生物科学専攻の菅野均志助手ならびに北海道立十勝農業試験場の加藤 淳主任研究員には有益な御助言をいただき、また北海道立十勝農業試験場の竹内晴信栽培環境科長、八谷和彦生産研究部長、菊地治己場長ならびに北海道立中央農業試験場の木曾誠二農業環境部長には御校閲いただきました。ここに深く謝意を表します。

文 献

- 1) 渡辺祐志：秋まきコムギの品質と肥培管理，品質向上の肥培管理，北海道農業と土壌肥料 1999, p. 127~130 (1999)
- 2) 東田修司・佐々木利夫：でん原用ばれいしょ品種「コナフブキ」に対する窒素追肥，道立農試集報，77, 59~63 (1999)
- 3) 今野一男：網走地方の畑作地帯における有機物および土壌の窒素評価と施肥対応，道立農試報告，98, 74 (2001)
- 4) 笛木伸彦・中津智史・秦泉寺敦・鐘下伊雄・鈴木克則：直播テンサイにおける全層施肥と分施の有効性，現地圃場における効果実証試験，土肥要旨集，50, 143 (2004)
- 5) Terman, G. L.: Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues; in *Advances in Agronomy*, ed. N.C. Brady, Vol. 31, p. 189~223, Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo (1979)
- 6) Harrison, R. and Webb, J.: A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions; in *Advances in Agronomy*, ed. D.L. Sparks, Vol. 73, p. 65~108, Academic Press, San Diego, San Francisco, New York, Boston, London, Sydney, Tokyo (2001)
- 7) 郝 明德・佐伯和利・松本 聰：中国黄土高原土壌における施肥窒素のアンモニア揮散，土肥誌，65, 373~377 (1994)
- 8) Duan, Z. H. and Xiao, H. L.: Effects of soil properties on ammonia volatilization. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 46, 845~852 (2000)
- 9) He, Z. L., Alva, A. K., Calvert, D. V. and Banks, D. J.: Ammonia volatilization from different fertilizer sources and effects of temperature and soil pH. *Soil Sci.*, 164, 750~758 (1999)
- 10) Whitehead, D. C. and Raistrick, N.: Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils. *J. Soil Sci.*, 41, 387~394 (1990)
- 11) 松村昭治：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 (1988)
- 12) 湊 啓子・田村 忠・前田善夫：過リン酸石灰添加による牛ふん尿の堆肥化過程におけるアンモニア揮散抑制，新得畜試研究報告，23, 17~24 (2000)
- 13) 松中照夫・熊井実鈴・千徳あす香：バイオガスプラント消化液由来窒素のオーチャードグラスに対する肥料的効果，土肥誌，74, 31~38 (2003)
- 14) 宮田尚稔・池田英男：貯蔵中のメタン発酵消化液からのアンモニウムの消失，同上，77, 577~581 (2006)
- 15) 阿江教治・尾形 保：インキュベーション実験による草地表層土壌の硝酸化成及びアンモニア揮散，草地試研報，23, 42~49 (1982)
- 16) 三木直倫・高尾欽弥：経年草地の炭カル表面施用に伴う施肥窒素の動態，道立農試集報，53, 21~31 (1985)
- 17) 笛木伸彦・中津智史・梶山 努・有田敬俊・古館明洋・山神正弘：移植および直播栽培テンサイにおける初期生育障害の発生要因，土肥誌，73, 373~382 (2002)
- 18) 日本土壤肥料学会：土壌の吸着現象，p. 43~48，博友社，東京 (1981)
- 19) Fueki, N., Tani, M., Higashida, S. and Nakatsu, S.: Effect of soil acidity and nitrification of fertilizer introduced by row application on sugar beet growth in several soil types. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 50, 321~329 (2004)
- 20) 越野正義：肥料の種類と性質，土壌・植物栄養・環境事典，p. 230~299，博友社，東京 (1994)
- 21) Ernst, J. W. and Massey, H. F.: The effect of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 24, 87~90 (1960)
- 22) Follet, R. H., Murphy, L. S. and Donahue, L. R.: *Fertilizers and Soil Amendments*, p. 337~358, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey (1981)