

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

誌名	草地試験場研究報告 : s chi shikenj kenky h koku = Bulletin of the National Grassland Research Institute
ISSN	03850196
著者名	阿江, 教治 尾形, 保
発行元	農林省草地試験場
巻/号	23号
掲載ページ	p. 42-49
発行年月	1982年10月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



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

阿江 教治¹・尾形 保¹

環境部 土壌肥料第1研究室

¹現 中国農業試験場環境部

(昭和57年5月6日受理)

要 約

阿江教治・尾形 保 (1982): 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.

永年草地土壌の特徴は、そのごく表層(0-3 cm)の部分に、植物茎葉及び根に由来する大量の有機物と、追肥に由来する無機成分が蓄積しやすいことである。このような特徴をもつ草地表層土壌に着目し、3種類の窒素肥料(尿素、硫酸、塩安)を施用し、それらの土壌中での形態変化を室内実験で追跡した。本報告では、草地表層土壌を使用し、土壌の水分、石灰施用の有無が3種類の化学肥料窒素の硝酸化成作用とアンモニア揮散に及ぼす影響について検討した。その結果、土壌が酸性か乾燥条件下では、塩安の塩素イオンは、硝酸化成反応のうち、アンモニアから亜硝酸への酸化反応を抑制することが推察された。また、石灰の表面散布により土壌 pH が上昇するに伴いアンモニア揮散を起こすことが考えられる。したがって、アンモニア揮散量を、インキュベーション法により測定したが、石灰施用乾燥条件下で、アンモニア揮散量が最も多かった。特に、石灰施用乾燥条件下で、硝酸化成抑制作用が顕著に認められた塩安区では、土壌中にアンモニア態窒素として存在する期間が長い。ため、尿素、硫酸区に比較してアンモニア揮散量が最も多かった(施肥窒素の7%)。50日間培養後、¹⁵N-標識窒素の分析結果から、石灰施用湿润条件(含水比60%)下の硫酸施用区において、尿素区、塩安区と比較して、窒素の揮散による損失量の多いことが判明し、アンモニア揮散と共に脱窒の可能性が示唆された。

はじめに

永年草地では、その植生と、これに対する肥培管理の影響によって、その土壌に特徴のある層分化を生じることが知られている。すなわち、草類は比較的浅い根群の発達が著しく、また、その株、落葉や根および家畜ふん尿が土壌表面に蓄積しやすい条件にあたり、土壌表層数 cm の層に、これらに由来する有機物の集積量が著しく多い。

草地での追肥および石灰の散布は、ほとんどの場合、表面散布が多く、草地更新までの数年間は、なら耕転も行われぬ。したがって、植物茎葉が土壌表層付近に集積するため、これらが土壌より吸収した無機成分も表層付近に蓄積しやすく、肥料成分をはじめ各種無機成分も、有機成分とともに表層数 cm 付近に高い濃度で、存在する。

その結果、草地表層土壌は、微生物的にも畑地土壌や水田土壌とは異なる特徴を有することとなる。沢田・新田¹⁾は、草地表層土壌では、林・畑地土壌と比較して、各種微生物が多いだけでなく、特に嫌気性細菌数の多い

ことを報告している。これに伴って、草地表層土壌は、下層土壌とくらべて、硝酸化成作用及び脱窒活性の高いことも知られている¹⁾。また、Ae²⁾は、草地に高濃度の硝酸カリウム水溶液を散布した結果、脱窒が表層のルート・マットでも起こりうることを示唆した。

本報告は、このような特徴をもつ草地表層土壌に注目し、種々の条件下における施肥窒素の形態変化を追跡する目的で、重窒素標識化合物(尿素、硫酸、塩安)を供試し、主として、硝酸化成作用とアンモニア揮散との関係を中心に、室内実験にて検討した。

材料及び方法

1. 土壌

供試土壌は栃木県西那須野町、草地試験場内の飼料生産草地より採取した。更新後4年目で、オーチャードグラス、トールフェスクが大部分を占め、わずかにラジノクロバの混じた採草専用の混播草地である。土壌は、下層に礫層を含む扇状地上に、那須火山帯由来の火山灰が堆積して生成したものである。

2. 供試土壌の調製

Table 1. Characteristics of the experimental soil*

Depth (cm)	pH	EC(1:5) (mmho/cm)	T-C (%)	T-N (%)	C-N	CEC (me)	Ex.-cations (me/100 g)					Truog-P ₂ O ₅ (mg)
							K	Na	Ca	Mg	Total	
0-3	5.3	0.12	8.20	0.69	11.9	19.0	0.2	0.3	3.0	0.6	4.1	21

* dry soil basis (100 g)

Soil texture: L

上記草地の表層0-3 cmを採取し、落葉や新鮮な根を篩別分離し、風乾後2 mmの篩を通したものをを用いた。供試土壌の理化学的性質を表1に示す。

3. 試験区

3種類の窒素肥料 (¹⁵N-10 atom % excess の尿素, 硫酸, 塩安), 土壌水分及び石灰資材 (炭酸カルシウム)の有無を組み合わせ、24種類の試験区を設定した。窒素はすべて、乾土100 gあたりNとして80 mg添加した。また石灰として炭酸カルシウム粉末1.0 gを加えた。これは追肥の窒素肥料や石灰資材を草地へ散布した場合、土壌との混合がなく、草地表層ではきわめて高い濃度で存在することが予想されるところから、表層部での窒素の動きを調べることを目的としたため、本実験では、このような施用量とした。

4. 供試土壌の培養

供試土壌100 g当り、リン酸とカリをKH₂PO₄溶液 (P₂O₅: 31 mg, K₂O: 21 mg)として、すべての試験区に加えた。さらに、硝化成菌の生育を促進させる目的で、硝化菌の富化した汚泥懸濁液を少量添加した。最終的には、蒸留水を加え、土壌水分を調整し、含水比として、33 (D), 60 (M) および86 (W)%の3処理を設けた。

この土壌を樹脂製ポットにつめ、容器の上面をビニール・シートでおおい (針で小孔を数か所あけてある), 15°Cに保温した。この温度はほぼ自然条件に近いと考えられるためである。

5. 測定方法

pH (H₂O) はガラス電極法。置換性のNH₄-N, NO₂-N, NO₃-Nの測定は、土壌の10倍量の10% NaCl溶液で抽出した後、コンウェイ法による微量拡散分析法及びGriss法によった¹⁰⁾。

重窒素の分析には、柳本製作所製の全窒素一重窒素分析機 (MSI-10型) を使用した。

アンモニア揮散量の測定には、炭酸ガス測定法¹⁵⁾を改変した方法を用いた (図1)。すなわち、土壌充填用試薬びんの上方に50 ml容ポリエチレン・ビーカーを置き、アンモニア吸収剤として4% ほう酸10 mlを添加した。アンモニア態窒素の測定には、1週間ごとにアンモニア

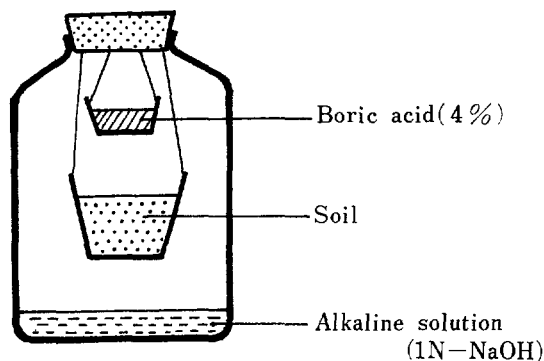


Fig 1. Apparatus for measuring of ammonia volatilization

捕集用の4% ほう酸入り容器を取り出し、混合指示薬 (ブロムクレゾールグリーンとメチルレッドのアルコール溶液) を加えた後、1/200 N-硫酸による滴定を行った。装置内が気密化するのを防ぐため、2-3日おき、土壌を取出し、空気の交換を行った。

結果及び考察

表2に、培養期間中の土壌pHの変化を示した。培養初期 (10日目) には、すべての処理区で、pHが0.2-0.6程度上昇した。これは供試土壌の風乾処理により、土壌中の有機物が分解してアンモニアが生成したことを示している。その後、硝化成作用の進行に伴い、pHは低下した。pHの著しい上昇 (pH 5.7から6.8) が、尿素・石灰無添加の含水比86% (W) 区にみられた。尿素・石灰無添加区においては、水分が (D) の条件下では、培養初期のpH上昇が小さく (pH 5.7から5.9)、尿素のアンモニアへの分解速度が遅いことを示している。すなわち、この分解反応速度はWが最も速く、ついでM, D, の順となった。

表3に、EC (電気伝導度) の測定値を示した。すべての区において、石灰の施用により、ECは約0.2 mmho/cm上昇した (対照区: 0.14から0.39, 尿素区: 0.17から0.45, 硫酸区: 1.11から1.32, 塩安区: 1.31から1.57)。培養日数の経過につれて、ECは増加したが、石灰無添加区に比較して、石灰添加区のECの増加が大き

Table 2. Effect of nitrogen fertilizer, water contents and lime on soil pH.

Fertilizer	Lime	Humidity	pH Incubation period (days)				
			0	10	20	30	50
Control	-	D	5.5	6.0	5.8	5.8	5.7
		M		5.6	5.5	5.0	4.9
		W		5.8	5.4	5.0	4.9
	+	D	7.3	7.7	7.8	7.6	7.5
		M		7.7	7.6	7.6	7.5
		W		7.6	7.5	7.5	7.5
Urea	-	D	5.7	5.9	6.9	6.3	5.4
		M		5.9	6.5	5.2	4.6
		W		6.8	6.3	5.1	4.5
	+	D	7.3	7.9	7.6	7.4	7.3
		M		7.9	7.6	7.3	7.3
		W		7.6	7.4	7.4	7.3
Ammonium sulfate	-	D	5.4	5.6	5.7	5.6	5.6
		M		5.7	5.6	5.4	5.0
		W		5.8	5.5	5.2	4.5
	+	D	7.2	7.6	7.7	7.6	7.5
		M		7.7	7.5	7.3	7.3
		W		7.6	7.4	7.3	7.4
Ammonium chloride	-	D	5.2	5.4	5.4	5.4	5.4
		M		5.5	5.5	5.5	5.3
		W		5.6	5.5	5.4	4.9
	+	D	7.0	7.5	7.6	7.5	7.4
		M		7.5	7.5	7.3	7.3
		W		7.5	7.3	7.2	7.3

Table 3. Effect of nitrogen fertilizers, water contents and lime on electric conductivity (EC)

Fertilizer	Lime	Humidity	EC (mmho/cm) Incubation period (days)				
			0	10	20	30	50
Control	-	D	0.14	0.19	0.24	0.26	0.34
		M		0.21	0.28	0.45	0.56
		W		0.19	0.29	0.42	0.54
	+	D	0.39	0.40	0.47	0.61	0.85
		M		0.42	0.65	0.68	0.81
		W		0.42	0.59	0.62	0.71
Urea	-	D	0.17	0.39	0.40	0.55	0.91
		M		0.40	0.51	0.84	1.25
		W		0.32	0.49	0.79	1.12
	+	D	0.45	0.67	1.04	1.47	1.82
		M		0.65	1.18	1.42	1.67
		W		0.70	1.31	1.48	1.61
Ammonium sulfate	-	D	1.11	1.37	1.39	1.34	1.54
		M		1.22	1.27	1.30	1.54
		W		1.00	1.07	1.13	1.50
	+	D	1.32	1.44	1.52	1.53	1.79
		M		1.31	1.54	1.91	2.29
		W		1.20	1.59	1.82	2.09
Ammonium chloride	-	D	1.31	1.56	1.71	1.66	1.86
		M		1.35	1.44	1.45	1.66
		W		1.11	1.41	1.30	1.71
	+	D	1.57	1.76	1.83	1.83	2.20
		M		1.55	1.72	2.17	2.84
		W		1.37	1.78	2.24	2.45

い。塩安は、3種類の肥料のうち、最もEC値を高めた。すなわち、硫酸中の硫酸イオンは、土壌中のカルシウムイオンと反応し、溶解度の低い硫酸カルシウムを形成するが、塩安中の塩素イオンでは、カルシウムと反応しても、溶解度の高いCaCl₂となり、そのClの大部分はイオンの形としてとどまるためである(溶解度については、CaSO₄:0.2, CaCl₂:52.8, いずれも0°C場合)。石灰施のいずれの区においても、培養日数が経過するにしたがい、硝酸態窒素の生成量とEC値との間に、高い相関が認められた。尿素・石灰施用区:r=0.957, 硫酸・石灰施用区:r=0.895, 塩安・石灰施用区:r=0.853, (n=13)となった。石灰無添加区では、硝酸化成速度が遅く、硝酸含量が少ないため、相関は認められなかった。

化学肥料窒素の土壌中での形態変化に及ぼす土壌水分、石灰添加の影響を図2, 3, 4に示した。培養初期(10日目)におけるNH₄-Nの増加は、土壌有機物からのアンモニア化成を裏付けている。各肥料区を通じて、石灰で中和された土壌では、硝酸化成量が多く、土壌水分の多少も硝酸化成能に大きな影響を与え、その化成作用の大きさはW>M>Dの順となった。硝酸化成を担う

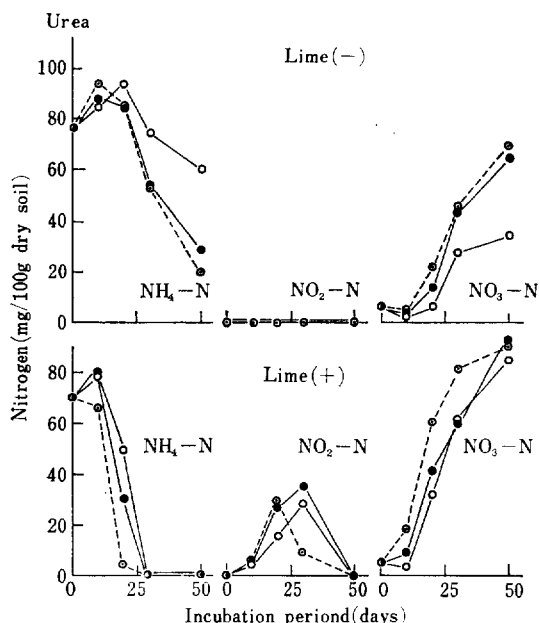


Fig 2. Changes of inorganic nitrogen in surface soil of grassland by urea application

moisture content (dry soil basis)

D: 33% ○

M: 60% ●

W: 86% ○

Ammonium Sulfate

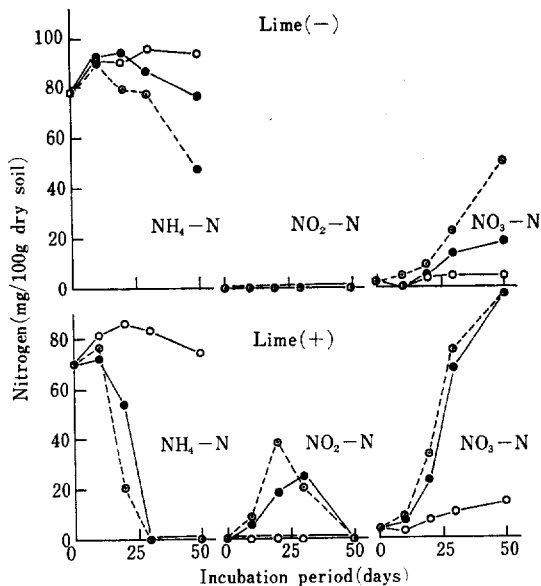


Fig 3. Changes of inorganic nitrogen in surface soil of grassland by ammonium sulfate application

moisture content (dry soil basis)

D: 33% ○

M: 60% ●

W: 86% ○

微生物の至適pHは中性-アルカリ側にあり、また、土壌水分に関して言えば、最大容水量の1/2-2/3にその最適水分があると報告されている²⁾。本実験結果も、この事実と一致した。

供試した3種類の化学肥料間の比較を示せば、以下のようである。塩安・石灰施用のW土壌を除いて、硝酸化成速度は尿素が最も速く、尿素、硫酸、塩安の順となり、塩安の硝酸化成抑制効果が認められた。石灰施用のW土壌では、硫酸と塩安との間には、硝酸化成に顕著な差は認められなかった。言いかえれば、土壌が酸性、あるいは乾燥しているなど硝酸化成菌の生育が不利な条件下のみ、塩素イオンの硝酸化成抑制作用が認められた。Ishizawa & Matsuguchi³⁾は、硝化菌の未飽和な条件下では、硝酸化成菌の増殖が、水分、pH、塩素イオン等により阻害されると報告している。したがって、本実験において、塩安の塩素イオンは、硝化菌の集積に不利な石灰無添加あるいは乾燥条件(D, M)下で、硝酸化成抑制作用を示したものと考える。

アンモニアから硝酸への、いわゆる硝酸化成には、アンモニア酸化と亜硝酸酸化という2つの反応過程があ

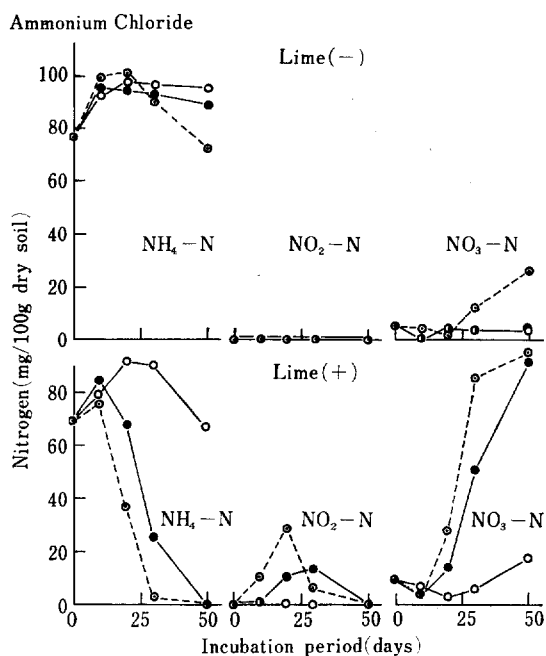


Fig 4. Changes of inorganic nitrogen in surface of grassland by ammonium chloride application

moisture content (dry soil basis)

D: 33% ○

M: 60% ●

W: 86% ◐

Table 4. Effect of nitrogen fertilizers, water contents and lime on ammonia volatilization

Fertilizer	Lime	Humidity	Ammonia volatilization* Incubation period (weeks)				Rate of volatilization** (%)
			0-2	2-4	4-6	Total	
Control	-	D	0.00	0.04	0.00	0.04	
		W	0.03	0.01	0.01	0.05	
	+	D	0.30	0.15	0.04	0.49	
		W	0.18	0.04	0.02	0.24	
Urea	-	D	0.11	0.08	0.04	0.23	0.2
		W	0.13	0.02	0.00	0.16	0.1
	+	D	1.95	2.01	1.32	5.28	5.6
		W	1.59	0.22	0.00	1.81	1.8
Ammonium sulfate	-	D	0.03	0.03	0.01	0.07	0.0
		W	0.02	0.06	0.00	0.09	0.0
	+	D	1.78	2.04	1.52	5.34	5.7
		W	1.30	0.30	0.01	1.60	1.6
Ammonium chloride	-	D	0.02	0.03	0.04	0.09	0.1
		W	0.02	0.03	0.02	0.07	0.0
	+	D	1.81	2.30	2.43	6.54	7.1
		W	1.43	0.71	0.03	2.17	2.3

* N-mg/100 g-dry soil

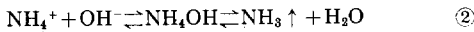
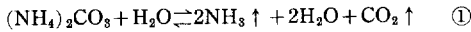
** $\frac{\text{N as ammonia volatilization}}{\text{N applied}} \times 100(\%)$

り、それぞれの反応過程は主として *Nitrosomonas*, *Nitrobacter* の関与により進行する。Hahn⁷⁾ は、塩素の硝酸化成抑制作用を認めた後、この阻害作用がアンモニアから亜硝酸への反応過程で発現することを報告している。本実験においても、塩安区で $\text{NO}_2\text{-N}$ の生成量が、硫安区や尿素区と比較して最も少ないことから (図2, 3, 4 参照) も、上記の事実を裏付けている。すなわち、塩素イオンの存在は、アンモニア酸化菌の生育が不利な条件下 (酸性、乾燥土壌) で、アンモニア酸化菌の増殖を抑制するものと推察される。

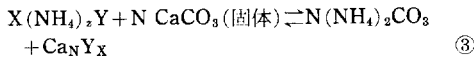
永年草地では、追肥や土壌改良資材は表面散布されるので、施用窒素成分や石灰などは、表層ではかなり高い濃度にあると予想される。当然 pH の上昇に伴い、施肥窒素のアンモニア揮散が予想される。表4に、土壌水分、石灰添加の有無によるアンモニア揮散量を示した。石灰添加のW土壌では、硝酸化成に伴いアンモニア揮散量が減少した。土壌水分条件との関係については、 $D > W$ の順で乾燥土壌でのアンモニア揮散量が多く、培養後期 (6週間) まで反応がつづいた。

窒素肥料の種類とアンモニア揮散との関係については、石灰無添加土壌では、尿素区が多く、尿素 > 硫安 = 塩安の順となった。尿素は土壌中のウレアーゼによって①式に従って炭酸アンモニウムへと変化する。 CO_2 の発生は、 NH_3 の揮散よりすみやかに行われるため、 OH^- の補給により、pH は上昇する (表2参照)。そして、②式

に従って、アンモニアは揮散しつづける。これに対し、塩安や硫安の場合は、たんに土壌 pH に依存するのみである。



一方、石灰施用時におけるアンモニア揮散の反応機構を Fenn & Kissel⁵⁾ らは、次式のように説明した。



(Y: アンモニウム塩アニオン)
(N, X: 反応係数)

炭酸カルシウムとの反応生成物である Ca_NY_X の溶解度が低いほど、③式の反応は右側へ進み、炭酸アンモニウムの生成が促進される。生成した炭酸アンモニウムは①及び②式に従って、アンモニアは揮散するという。これを明らかにするため、彼らは、硫安を施用し難溶性の $CaSO_4$ を生成させ、アンモニア揮散が塩安と比較して多いことを実験で証明している。彼らの実験方法では、反応時間がせいぜい 100 時間という短期間でのアンモニア揮散量であり、土壌中での硝化作用によるアンモニウム塩の減少は無視できる範囲にあると考える。本実験条件では、反応時間が 6 週間もあり、硝化作用の過程を通じてのアンモニア揮散量は、石灰施用(乾燥及び湿潤条件ともに)下では、塩安、硫安、尿素の順に少なくなった。すなわち、塩素イオンの硝酸抑制作用の結果、塩安区では、アンモニア揮散が長い期間続行したものと考えられる。

アンモニア揮散量は、石灰施用量や温度により影響をうけるが⁶⁾、本実験条件下(石灰施用、水分状態 W、無風)で、表層(0-1 cm)に 8 kg/10 a のアンモニア態窒素を施肥すると、約 0.5 kg/10 a/6 週間のアンモニア揮散量が想定される。永年草地でのアンモニア揮散量に

ついての測定報告は少ないが、羊の放牧地で夏の 3 週間のアンモニア揮散量の測定では、0.26 kg/ha/日であったという¹³⁾。

表 5 に、3 種類の化学肥料が、培養 50 日後に土壌中で無機態として存在している割合を示した。全般的にみると、明らかに尿素はその割合が少なく、尿素、硫安、塩安の順に大きくなった。石灰施用時における水分状態の影響をみると、D, M, W の順で、施肥窒素が無機態として残存する割合が高くなるように考えられた。この傾向は、硝酸化量の多い傾向と一致しているが、施肥窒素の有機化量の測定と共に、今後の検討に待ちたい。

表 6 に、各肥料区の特徴があらわれた代表的な土壌水分条件下(M)における、施肥窒素の収支を示した。石灰無添加区では、尿素を施用した場合、窒素の損失が最も大きく、硫安が最も少なかった(尿素>塩安>硫安)。この損失の傾向は、表 4 に掲げたアンモニア揮散量の傾向と一致しする。しかし、表 6 の結果が表 4 のそれに比較して、損失量が多い理由の一つとして、アンモニア揮散量の測定時とは異なり、実験を開放系で行ったためと

Table 6. Behavior of fertilizer nitrogen in the surface soil of grassland. After 50 days' incubation.

Fertilizer	Lime	Humidity	Loss of* volatilization (%)	Remains in soil (%)
Urea	-	M	16.9	83.1
	+	M	24.8	75.2
Ammonium sulfate	-	M	0.3	99.7
	+	M	25.8	74.2
Ammonium chloride	-	M	6.2	93.8
	+	M	18.8	81.2

* Ammonium volatilization and/or denitrification

Table 5. Inorganic nitrogen from fertilizer nitrogen After 50 days, incubation

Urea			Ammonium sulfate			Ammonium chloride		
Lime	Humidity	Inorg-N* from fertilizer (%)	Lime	Humidity	Inorg-N from fertilizer (%)	Lime	Humidity	Inorg-N from fertilizer (%)
-	D	60.3	-	D	90.3	-	D	83.2
	M	61.4		M	74.3		M	80.6
	W	52.7		W	87.5		W	80.0
+	D	54.3	+	D	68.0	+	D	59.7
	M	62.4		M	72.0		M	66.5
	W	59.9		W	73.8		W	86.1

* $\frac{\text{Inorganic-N from fertilizer}}{\text{Applied-N}} \times 100(\%)$

考えられる。

一方、石灰施用区での窒素の損失量は、硫酸、尿素、塩安の順に少なくなり、塩安区の損失量が最も少なかった。表4に示したアンモニア揮散量(水分W状態を参照、硝酸化成速度は、土壤水分MとW状態は共に類似している)によると、アンモニアとしての損失傾向(6週間)は硫酸、尿素、塩安の順と大きくなり、表6における施肥窒素の損失量の傾向と逆転している。小ポットのインキュベーション実験において反応系外へ放出される窒素は、溶脱を除くアンモニア揮散と脱窒現象によるものと思われる。したがって、石灰施用時には、塩安区とくらべて、硫酸や尿素区ではアンモニア揮散量を上回るほどの窒素が脱窒作用で消失したものと考えられる(脱窒素量:硫酸=尿素>>塩安)。更に、石灰を施用した場合、窒素の損失量が石灰無施用土壌と比較して大きいことは、アンモニア揮散とともに、脱窒活性がアルカリ側で増大するというこれまでの研究³⁾と一致する。脱窒現象が起こるには、土壌中でアンモニア態窒素は硝酸化成作用を受けNO₃-Nの生成が認められる必要があり、硝酸生成量の多い順序(尿素>硫酸>塩安)に脱窒素量が多いものと考えられる。Stefanson¹⁴⁾によれば、草地における脱窒量は、裸地で生じる2倍もあると報告されている。Rhodes grass 草地にガス・ライシメーターを設けて行われた試験結果では、施用した硝酸アンモニウムの27%がガス揮散したと報告している。

本報告では、草地表層土壌における施肥窒素の形態変化を追跡するためのモデル系として、インキュベーション実験による結果を述べてきた。しかし、本実験モデルを作製するに当たり、石灰散布量と、その表層土壌における濃度及び濃度分布、更に、施肥窒素量の粒度や施用量などの数多くの条件を考慮するとき、本実験の結果は、硝酸化成とアンモニア揮散について、きわめて定性的な解析を行ったにすぎない。現実の草地については、施肥窒素の損失という観点からすると、アンモニア揮散、脱窒のほか、NO₃-Nとしての溶脱現実についても検討する必要があると考える。いずれにしても、今後、草地表層土壌における施肥窒素や土壌改良資材の不均一性に重点を置いた試験研究の重要性が示唆される。

本稿を終わるに当たり、御助言をいただいた木内知美前環境部長に厚く感謝いたします。また、本稿の校閲を賜った、串崎光男環境部長並びに倉島健次室長に衷心より感謝いたします。

本研究の実施に当たり、塩安肥料協会の御援助を得た。

記して謝意を表する。

引用文献

1. Ae, N. (1980): Loss of nitrate nitrogen in the soil surface layer in Japanese grassland during the heavy rainfall season and its enhancement by the root mat. *Plant and Soil* 55: 147-151.
2. Alexander, M. (1965): Nitrification. In Bartholomew, W.V. and Clark, F.E. ed. *Soil nitrogen*. American Society of Agronomy, Inc., Publisher, Wisconsin, p. 309-343.
3. Bremner, J.M. & Shaw, K. (1958): Denitrification in soil II; factors affecting denitrification. *J. Agr. Sci.* 51: 40-52.
4. Cathpoole, V.R. (1975): Pathways for losses of fertilizer nitrogen from a Rhodes grass pasture in south-eastern Queensland. *Aust. J. Agric. Res.* 26: 259-268.
5. Fenn, L.B. & Kissel, D.E. (1973): Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils; I general theory. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 37: 855-859.
6. Fenn, L.B. & Kissel, D.E. (1975): Ammonia volatilization from surface applications of ammonium compounds on calcareous soils; IV effect of calcium carbonate content. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39: 631-633.
7. Hahn, B.E., Olson, F.R. & Roberts, J.L. (1942): Influence of potassium chloride on nitrification in Bedford silt loam. *Soil Sci.* 54: 113-121.
8. Ishizawa, S. & Matsuguchi, T. (1962): Studies on the nitrification in soil with special preference to the population of nitrifier; Part 2 Nitrogenous fertilizers and their effectiveness as substrate for nitrification. *Soil Sci. Plant Nutr.* 8: 30-35.
9. 石沢修一・鈴木達彦 (1973): 土壌微生物の生態. 共立出版, 東京, p. 113-120.
10. 深山政治・井田 明・草野 秀・徳永美治・森 哲郎・赤塚 恵 (1971): 無機態窒素. 土壌養分分析法, 養賢堂, 東京, p. 184-200.
11. 尾形 保 (1976): 家畜ふん尿の土壌還元・早瀬達郎・安藤淳平・越野正義編, 肥料と環境保全, ソフトサイエンス社, 東京, p. 327.
12. 沢田泰男・新田恒雄 (1975): 耕・草・林地土壌の微生物相の対比. *草地試験研* 6: 32-39.
13. Simpson, J.R. & Freney, J.R. (1974): Ammonia flux into atmosphere from a grazed pasture. *Science* 185: 609-610.
14. Stefanson, R. C. (1972): Soil denitrification in sealed soil-plant systems: I effect of plants, soil, water content and soil organic matter content. *Plant and Soil* 33: 113-127.
15. 田辺市郎 (1971): 炭酸ガスの発生作用. 土壌養分測定法委員会編, 土壌養分分析法, 養賢堂, 東京, p. 151-153.

SUMMARY**Behavior of Fertilizer Nitrogen in Surface Soil of Grassland**Noriharu AE¹ and Tamotsu OGATA¹*Environment Division, National Grassland Research Institute,
Nishinasuno, Tochigi, 329-27 Japan*¹*Present Address: Environment Division, Chugoku National
Agricultural Experiment Station,
Fukuyama, Hiroshima, 721 Japan*

Received May 6, 1982

Much organic matter accumulates more in surface layer soil of grassland compared with arable land. Also, mineral components are enriched there by top dressing of lime, nitrogen and other fertilizers. Thus surface layer soil of grassland provides favorable conditions for microbial activity.

In this paper, behavior of different nitrogen fertilizers (urea, ammonium sulfate and ammonium chloride) in surface layer soil of pasture was investigated by using the tracer N method in the laboratory. It was observed that the multiplication of ammonia-oxidizing organisms was lower in the soil applied with ammonium chloride than in the soil applied with urea or ammonium sulfate. This suggests that chloride anion may inhibit nitrification.

By surface application of calcium carbonate in grassland, ammonia volatilization was enhanced; 5-7% of applied nitrogen being lost. In addition, the loss of applied nitrogen by denitrification was observed in the soil which was added with lime and moderate humidity (60% water content).

Bull. Natl. Grassl. Res. Inst. 23 : 42-49 (1982)