

발 토양에서 돈분 퇴비 사용방법에 따른 암모니아 휘산량 평가

윤홍배* · 이연 · 이상민 · 김석철 · 이용복*

농촌진흥청 국립농업과학원

(2009년 3월 5일 접수, 2009년 3월 19일 수리)

Evaluation of Ammonia Emission Following Application Techniques of Pig Manure Compost in Upland Soil

Hong-Bae Yun*, Youn Lee, Sang-Min Lee, Suk-Chul Kim, and Yong-Bok Lee* (National Academy of Agricultural Science, RDA, Suwon, 441-707, Korea)

ABSTRACT: Ammonia in atmosphere has a negative effect on the natural ecosystems, such as soil acidification and eutrophication, by wet and dry deposition. Livestock manure, compost, and fertilizer applications to arable land have been recognised as a major source of atmospheric ammonia emissions. The objective of this study was to evaluate the efficiency of compost application techniques in reducing ammonia loss in upland soil. The reductions in ammonia emission were 70 and 15% for immediate rotary after application (IRA) and rotary at 3 day after application (RA-3d) in comparison with surface application (SA). Total ammonia emissions for 13 days, expressed as % ammonia-N applied with compost, were 42, 35.7, and 12.7% for SA, RA-3d, and IRA treatments, respectively. The ammonia emission rate fell rapidly 6 h after application and 61% of total ammonia emission occurred within the first 24 h following surface application. The lime application along with compost significantly enhanced the total ammonia emission. Total ammonia emission for 22 days were 40.1, 31.4, and 27.7 kg/ha for immediate incorporation in soil after lime and compost application, lime incorporation in soil following 3 days after compost surface application, and compost incorporation in soil following 3 days after lime surface application, respectively. Therefore, lime and livestock manure compost application at the same time was not recommended for abatement of ammonia emission in upland soil.

Key Words: Ammonia emission, Animal manure compost, Lime application

서 론

일반적으로 대기 중 암모니아(NH_3) 농도는 1~20 ppb로 매우 낮지만¹⁾ 대기화학, 자연생태계의 산성화, 생물상의 다양성 변화에 크게 영향을 미치는 것으로 알려져 있다^{2,3)}. 특히 암모니아는 대기 중에서 SO_2 와 NO_x 의 방출에 의해 생성된 H_2SO_4 과 HNO_3 같은 산성 물질을 중화시키는 중요한 역할을 한다^{4,5)}. 이와 같은 반응에 의해서 생성된 암모늄(NH_4^+)은 침착(wet and dry deposition)되어 생태계를 산성화 시키고, 부영양화의 원인 물질로 알려져 있다. 한편, 지상에서 대기권으로 방출되는 지구 전체 암모니아의 60% 이

상은 농업에서 유래되며^{6,7)}, 이중 33%는 가축분뇨의 농경지 살포과정에서 발생된다⁸⁾. 그리고 유럽의 경우 농업부분 전체 암모니아 휘산량의 80-90%는 축산업에서 발생된다고 하였다⁹⁾. 이와 같은 암모니아 휘산은 자연환경에 미치는 부정적인 영향뿐만 아니라 질소 손실이라는 경제적 손실 측면도 가지고 있다. 특히 미국의 경우 농업부분에 휘산되는 암모니아를 질소 비료로 환산 할 경우 약 8천만 달러에 상응한다고 하였다¹⁰⁾.

축산업이 발달된 유럽에서는 1999년 UN의 Gothenburg Protocol(<http://www.unece.org/env/lrtap/>)에서 장거리 대기오염 물질에 암모니아를 포함시킨 이후, 국가단위의 암모니아 발생량 측정과 휘산 저감의 필요성이 강조되고 있다. 그리고 Klaasen¹¹⁾은 농업부분에서 암모니아 휘산량 저감은 국가단위의 암모니아 휘산량 저감을 위한 가장 경제적인 방법이라고 하였다. Sommer와 Hutchings¹²⁾ 그리고 Meisinger 와 Jokela¹³⁾의 연구결과에서는 슬러리 살포시 대부분의 암모

*연락처:

Tel: +82-31-290-0321, +82-31-290-0319

Fax: +82-31-290-0208

E-mail: soiltest@kg21.net, hbaeyun@rda.go.kr

니아 휘산은 살포 초기 즉 6~12시간 이내에 총 암모니아 휘산량의 30~70%가 휘산 된다고 하였다. Smith 등은 슬리리 살포방법별로 암모니아 휘산량을 비교한 결과 표충살포 대비 shallow injection (57%) > trailing shoe (43%) > band spread (39%) 순으로 암모니아 휘산 저감효과가 있다고 하였다¹⁴⁾. 이와 같이 유럽에서는 국가단위의 암모니아 휘산량 저감을 위한 가축분뇨 살포방법 개발에 많은 연구가 수행되고 있다.

우리나라에서는 아직까지 농업부분에서 발생되는 암모니아 휘산량의 정량적 평가와 저감방법에 관한 연구는 거의 이루어지지 않고 있다. 특히, 우리나라에서는 축산분뇨를 슬리리 형태로 농경지에 직접 살포하는 유럽과는 달리 가축분뇨 발생량의 약 80% 이상을 퇴비화 하여 농경지에 사용하고 있다¹⁵⁾. 그러므로 가축분뇨 퇴비 사용 후 농경지 암모니아 휘산량의 정량적 평가와 이를 저감할 수 있는 방법개발이 절실히 요구되고 있다. 따라서 본 연구는 밭 토양에서 가축분뇨 퇴비 사용 후 경운방법과 산성토양개량제인 석회와 가축분뇨 퇴비 혼용 사용 방법 간 암모니아 휘산량을 비교 평가하여 암모니아 휘산 저감 대책 수립을 위한 자료를 얻고자 수행하였다.

재료 및 방법

공시 토양 및 퇴비 사용

본 연구에 이용된 토양은 유기물 및 질소 함량이 다소 낮은 식양질 계통의 숙전이며, 시판 돈분톱밥 퇴비를 공시퇴비로 이용하였다. 그리고 가축분뇨 퇴비 및 공시토양의 이화학적 특성은 Table 1과 2에 각각 나타내었다. 퇴비시용 방법에 대한 본 연구는 [시험 I]과 [시험 II]로 구분하여 수행되었으며, 퇴비는 [시험 I]과 [시험 II]에서 모두 20 Mg/ha 수준으로 처리하였다. [시험 I]의 처리는 ① 표충 처리(SA), ② 퇴비 사용 즉시 로터리 교반(IRA) ③ 퇴비 표충 살포 3일 후 로터리 (RA-3d)로 이루어졌으며, 2번복으로 실시하였다. [시험 II]

의 처리는 ① 석회와 퇴비 동시 사용 후 교반(L+C mix), ② 석회 표충 살포 3일 후 퇴비 사용 후 교반(L+C3D) ③ 퇴비 표충 살포 3일 후 석회 사용 후 교반(C+L3D)으로 구성하여 2번복 하였으며, 이때 석회는 2 Mg/ha 수준으로 처리하였다.

암모니아 가스 포집 및 측정

암모니아 측정을 위한 실험 장치는 Meisinger 등¹⁶⁾이 고안한 소형 원드터널 방법을 모방하여 Fig. 1과 같이 제작하여 이용하였다. 원드 터널 내 풍속은 1 m/sec로 조절하였다. 처리별 암모니아 휘산량은 flow meter를 이용하여 원드터널에서 배출되는 공기 중 2 l/min 가 0.05 N H₂SO₄ 용액 100 mL를 넣은 포집용기를 통과하도록 하였다. 암모니아는 시험시작 후 [시험 I]에서는 13일간 포집하였고, [시험 II]에서는 22일간 포집하여 질소자동분석기(Bran+Luebbe Co.)로 분석하였다.

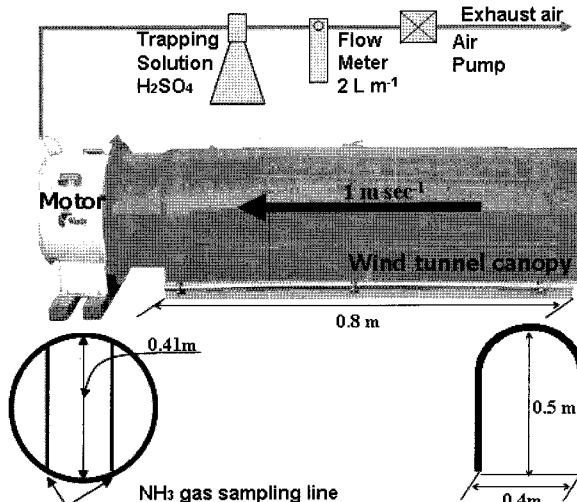


Fig. 1. Diagram of the wind tunnel for trapping ammonia in the field.

Table 1. Characteristics of soil used in this experiment

pH (1:5, H ₂ O)	Organic matter	Total N	Available P ₂ O ₅	Exchangeable cations		
				K	Ca	Mg
5.9	13.0	1.20	285	0.44	5.96	1.68

Table 2. Characteristic of compost used in this experiment

	Moisture	Organic matter	Total N	P ₂ O ₅	NH ₄ -N	OM/N ratio	%	
							Fw	mg/kg
Experiment I	40.0	45.5	1.84	1.25	3,400	24.7		
Experiment II	43.0	44.1	1.75	1.77	3,150	25.2		

결과 및 고찰

퇴비 사용 후 경운 유·무에 따른 암모니아 휘산량

밭 토양에서 퇴비 사용 후 경운 유무는 암모니아 휘산에 크게 영향을 미쳤다(Fig. 2). 퇴비를 경운 없이 표층 살포한 SA 처리의 13일간 총 암모니아 휘산량은 28.7 kg N/ha이었다. 이는 퇴비 중 총 질소의 7.8%, NH₄-N의 42%에 해당되는 양이다. 그러나 퇴비 사용 후 즉시 경운(IRA)과 3일 후 경운(RA-3d)의 암모니아 휘산량은 각각 8.7 및 24.3 kg N/ha로 퇴비 사용 후 즉시 경운이 암모니아 휘산량 저감에 효과적이었다.

퇴비 사용 후 SA 처리구의 단위 시간당 암모니아 휘산량은 처리 6, 12, 24, 48, 72시간 이후 각각 1.73, 0.64, 0.27, 0.06, 0.06 kg N/ha/h로 처리 6시간 이후 급격히 떨어졌고, 24시간 이후 큰 변화가 없었으며, 처리 후 24시간 이내 휘산된 암모니아 양은 13일 동안 휘산된 양의 약 61%이었다. 퇴비 처리 3일 후 경운 처리구의 단위 시간당 암모니아 휘산 패턴은 SA 처리구와 비슷하였다. 그러나 퇴비 처리 후 즉시 경운 처리구(IRA)의 단위 시간당 암모니아 휘산량은 처리 6, 12, 24시간 이후 각각 0.15, 0.19, 0.05 kg N/ha/h로 이 기간 SA와 RA-3d 처리구의 암모니아 휘산율에 비해 현저히 낮았다. Misselbrook 등^[7]은 가축분의 표층 살포 후 몇 시간 이내에 전체 암모니아 휘산량의 약 50%가 휘산되며, 이 기간 단위 시간당 휘산량이 전체 휘산량 증감에 가장 큰 영향을 미친다고 하였다. 그리고 농경지에 사용된 퇴비에 의한 암모니아 휘산은 사용 후 24시간 이내 상당량이 이뤄지며, 특히 6시간 이내에 전체 휘산량의 50% 이상이 휘산 된다^[8]. 이와 같이 가축분뇨 및 퇴비 표층 살포 후 초기 암모니아 휘산량이 높은 것은 표층의 높은 암모니아태 질소 함량과 pH 때문이다^[9]. 그리고 짧은 시간 급격한 암모니아 휘산은 표층의 암모니아태 질소 농도를 저하 시키므로 이후 암모니아 휘산량이 급격히 감소된다^[20]. 따라서 농경지에 사용된 가축분 퇴비 사용 후 즉시 경운이 암모니아 휘산을 크게 저감 시킨

것은 사용 후 토양과 혼합함으로써 암모니아태 질소 농도를 휘석하고 토양 교질에 흡착시킨 결과로 판단된다.

퇴비와 석회 사용방법간 암모니아 휘산량

일반적으로 가축분뇨 및 퇴비 사용 후 농경지 암모니아 휘산은 pH, 암모니아태 질소 농도, 풍속 및 온도 등의 영향을 크게 받는다^[21]. 특히 암모니아 휘산은 pH가 증가함에 따라 증가되고, pH 7.5 이상에서 급격히 증가 한다^[22]. 우리나라 농경지 토양의 대부분은 산성으로 이를 개량하기 위해서 매년 석회를 사용해 오고 있다. 그러므로 pH가 높은 석회와 가축분 퇴비의 혼용은 암모니아 휘산을 조장 시킬 수 있다.

석회와 퇴비의 사용방법에 따른 암모니아 휘산량을 분석한 결과는 Fig. 3과 같다. 퇴비와 석회를 동시에 사용 후 교반한 경우(L+C mix) 총 암모니아 휘산량은 40.1 kg N/ha 이었다. 이는 퇴비 중 총 질소의 11.4%에 해당하는 양이다. 반면, 석회 표층살포 3일 후 퇴비를 사용 교반한 경우(L+C3D)는 27.7 kg N/ha, 퇴비 표층 살포 3일 후 석회를 사용 교반한 경우(C+L3D) 31.4 kg N/ha의 암모니아가 휘산되어 L+C mix 처리구에 비해 22~31% 저감효과가 있었다. 석회와 퇴비 동시 사용 후 교반 처리구(L+C mix)의 초기 6시간 동안 암모니아 휘산량은 퇴비표층 살포 3일 후 석회시용 교반 처리구보다 높았다. 그러나 [시험 II]의 결과에서는 퇴비 사용 직후 토양과의 교반은 암모니아 휘산량을 현저히 감소 시켰다. 따라서 가축퇴비 사용 후 농경지 암모니아 휘산은 토양과 교반을 통한 암모니아태 질소 농도 휘석과 토양교질과 흡착에 의한 물리적 감소 효과보다는 석회를 통한 pH 상승에 의한 암모니아 휘산 조장 효과 더 높은 것으로 나타났다. 그리고 석회 사용 후 3일간 안정화 시킨 다음 1일 차 암모니아 휘산량은 0.37 kg N/ha/h로 혼합시용 후 교반 2.67 kg N/ha/h보다 현저히 낮았다. 그러므로 가축분 퇴비와 석회를 혼용시 암모니아 휘산량 저감을 위해서 석회를 먼저 사용 후 일정기간 안정화 기간을 거친 후 퇴비를 사용하는 것이 효과적이라고 생각된다.

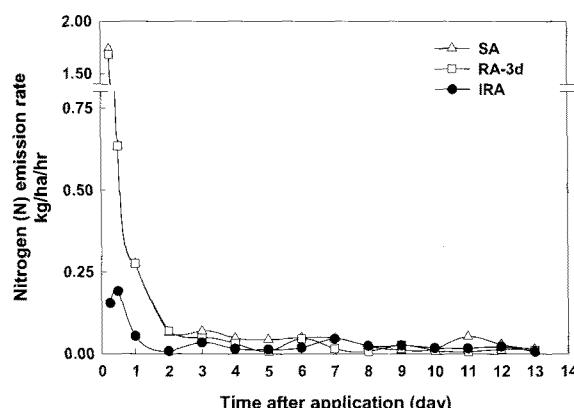
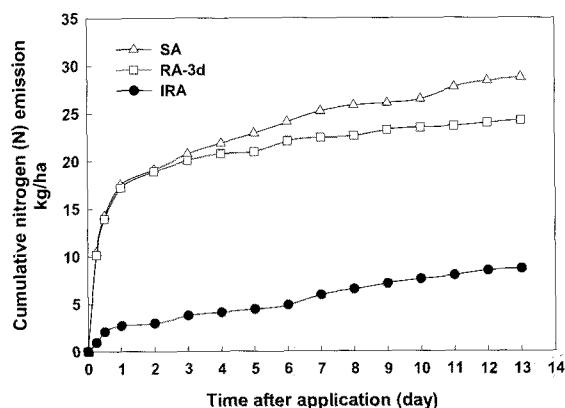


Fig. 2. Typical curves for ammonia emission rate (left) and cumulative emission (right) following surface broadcast (SA), rotary after immediately (IRA) and 3 days (RA-3d) compost application.



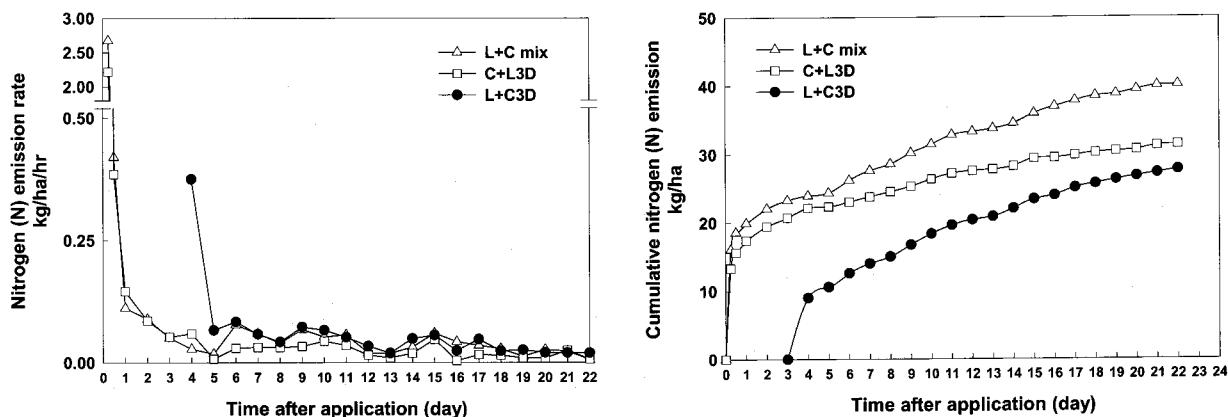


Fig. 3. Typical curves for ammonia emission rate (left) and cumulative emission (right) following immediately incorporate with soil after lime and compost application (L+C mix), lime incorporate with soil after compost surface application (C+L3D), and compost incorporate with soil after lime surface application (L+C3D).

요약

대기중으로 휘산되는 대부분의 암모니아는 농경지에서 사용하는 가축분뇨 퇴비와 질소비료에서 유래한다. 본 연구는 밭 토양에서 돈분 퇴비 사용방법에 따른 암모니아 휘산량을 소형원드터널 방법을 이용해서 정량적으로 평가하였다. 돈분 퇴비(20 Mg/ha) 표충살포(SA), 표충살포 후 즉시 경운 (IRA), 표충 살포 3일 후 경운(RA-3d) 처리의 13일 동안 암모니아 휘산량은 각각 28.7, 8.7, 24.3 kg N/ha로 IRA 처리구는 SA 처리구에 비해 70% 저감효과를 가져왔다. 그리고 SA 처리구의 퇴비 처리 후 24시간 이내 휘산된 암모니아 양은 총 휘산량의 61%로 대부분의 암모니아는 사용 초기 짧은 시간 내에 휘산됨을 알 수 있었다. 석회와 퇴비 혼용시용 후 교반(L+C mix), 퇴비표충 살포 3일후 석회시용 교반 (C+L3D), 석회시용 3일 후 퇴비시용 교반(L+C3D) 처리구의 22일 동안 총 암모니아 휘산량은 각각 40.1, 31.4, 27.7 kg/ha이었다. 따라서 가축분 퇴비 사용시 석회를 혼용하는 것은 피해야 하며, 만일 동일 작기내 시용이 불가피할 경우는 퇴비시용에 앞서 석회를 먼저 충분한 일수를 앞두고 사용하는 것이 암모니아 휘산량을 저감시킬 수 있다는 결론을 얻었다.

사사

본 연구는 2008년도 국립농업과학원 박사후연수과정지원 사업에 의해 이루어진 것임.

참고문헌

- Asman, W. A. H. (1994) Emission and deposition of ammonia and ammonium. *Nova Acta Leopoldina* 70, 263-297.
- Bobbink, R., Heil, G. W. and Raessen, M. B. (1992)
- Gundersen, P. and Rasmussen, L. (1990) Nitrification in forest soils: effects from nitrogen deposition on soil acidification and aluminum release. *Rev. Environ. Contam. T.* 113, 1-45.
- Allen, A. G., Harrison, R. M. and Wake, M. T. (1988) A meso-scale study of the behaviour of atmospheric ammonia and ammonium. *Atmos. Environ.* 22, 1347-1353.
- Erisman, J. W., Vermetten, A. W. M., Asman, W. A. H., Slanian, J. and Wayers-Ijpelaan, A. (1994) Vertical distribution of gases and aerosols: behaviour of ammonia and related components in the lower atmosphere. *Atmos. Environ.* 22, 1153-1160.
- Schlesinger, W. H. and Hartley, A. E. (1992) A global budget for atmospheric NH₃. *Biogeochemistry* 15, 191-211.
- Bouwman, A. F., Lee, D. S., Asman, W. A. H., Dentener, F. J., van der Hoek, K. W., and Olivier, J. G. J. (1997) A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Glob. Biogeochem. Cycle* 11, 561-587.
- Misselbrook, T. H., VanderWeerden, T. J., Pain, B. F., Jarvis, S. C., Chambers, B. J., Smith, K. A., Phillips, V. R. and Demmers, T. G. M. (2000) Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmos. Environ.* 34, 871-880.
- ECETOC (1994) Ammonia emissions to air in Western Europe. Technical Report No. 62, European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemi-

Atmospheric deposition and canopy exchange processes in heartland ecosystems. *Environ. Pollut.* 75, 29-37.

- cals, Brussels, Belgium p. 196.
- 10. Mackie, R. I., Stroot, P. G. and Varel, V. H. (1998) Biochemical identification and biological origin of key odor components in livestock waste. *J. Anim. Sci.* 76, 1331-1342.
 - 11. Klaasen, G. (1994) Options and costs of controlling ammonia emission in Europe. *Eur. Rev. Agric. Econ.* 21, 219-240.
 - 12. Sommer, S. G. and Hutchings, N. (1995) Techniques and strategies for the reduction of ammonia emission from agriculture. *Water Air Soil Poll.* 85, 237-248.
 - 13. Meisinger, J. J. and Jokela, W. E. (2000) Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. p. 334-354 in Managing, Nutrients and Pathogens from Animal Agriculture, NRAES-130, Natural Resource, Agriculture, and Engineering Service, Ithaca, NY.
 - 14. Smith, K. A., Jackson, D. R., Misselbrook, T. H., Pain, B. F. and Johnson, R. A. (2000) Reduction of ammonia emission by slurry application techniques. *J. Agri. Engng. Res.* 77, 277-287.
 - 15. RDA (Rural Development Administration) (2007) Research and policy trends on the livestock manure for the sustainable agriculture. National Policy Report, p10-12.
 - 16. Meisinger, J. J., Lefcourt, A. M. and Thompson, R. B. (2001) Construction and validation of small mobile wind tunnels for studying ammonia volatilization. *Appl. Eng. Agric.* 17, 375-381.
 - 17. Misselbrook, T. H., Smith, K. A., Johnson, R. A. and Pain, B. F. (2002) Slurry application techniques to reduce ammonia emissions: results of some UK field-scale experiments. *Biosyst. Eng.* 81, 313-321.
 - 18. Atia A. (2008) Ammonia volatilization from manure application. <http://www.thecattlesite.com/articles/1387>.
 - 19. Sommer, S. G. and Sherlock, R. R. (1996) pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries. *J. Agric. Sci.* 127, 109-116.
 - 20. van der Molen, J., Beijlaars, A. C., Chardon, W. J., Jury, W. A. and van Faassen, H. G. (1990) NH₃ emission from arable land after application of cattle slurry, 2. Derivation of a transfer model. *Neth. J. Agric. Sci.* 38, 239-254.
 - 21. Sommer, S. G. and Hutchings, N. J. (2001) Ammonia emission from field applied manure and its reduction - invited paper. *Eur. J. Agron.* 15, 1-15.
 - 22. Sommer, S. G. and Husted, S. (1995) A simple model of pH in slurry. *J. Agric. Sci.* 124, 447-453.