ORIGINAL PAPER 원저

인 함유 폐기물을 활용한 퇴비화 공정에서의 질소 손실 저감

송영학, 이동민, 백경민, 정연구†
금오공과대학교 토목환경공학부
(2011년 08월 03일 접수, 2011년 09월 27일 수정, 2011년 09월 28일 채택)

Reduction of nitrogen loss in aerobic composting process using phosphorus-bearing waste

Young Hak Song, Dong Min Lee, Kyung Min Baek, Yeon-Koo Jeong†
Department of Civil and Environmental Engineering, Kumoh National Institute of Technology

ABSTRACT

This study was undertaken to investigate the effects of bone waste on the conservation of nitrogen in aerobic composting process by inducing the struvite crystallization, which was known as a powerful method for conservation of nitrogen in composting reaction. Bone waste was dried at oven and crushed to less than 3 mm prior to use. It was found phosphorus content in bone waste was about 20.9% of the fixed solids from the leaching experiments using sulfuric acid. Addition of seed compost affected the progress of composting reaction substantially. In case seed compost was not used, the duration of initial low pH was greater than seed compost was added. This prolonged acidic pH may have a beneficial effect on the leaching of P from the bone waste and struvite crystallization. The struvite crystallization and resulting conservation of nitrogen by addition of bone waste was confirmed by both reduction in ammonia loss and increased ammonia content in compost. However the level of struvite crystallization observed with bone waste addition may be less than the cases water-soluble phosphate salts were used.

Keywords : Bone wastes, Composting, Struvite, Ammonia

초 록

본 연구에서는 인을 함유하고 있는 뼈 폐기물과 Mg염을 첨가하여 struvite 결정화 반응을 유도하여 퇴비화 공정에서 암모니아 손실을 저감시키고자 하였다. 뼈 폐기물은 식당에서 발생하는 것으로 건조,

†Corresponding author(@)

분쇄한 다음 사용하였다. 인 용출실험 결과 뼈 폐기물에는 회분 기준으로 약 20.9%의 인이 포함된 것으로 나타났다. 퇴비화 반응은 식종퇴비 첨가 여부에 따라 차이를 보였으며, 식종퇴비를 첨가한 경우 퇴비화 반응이 더 빨리 진행되었다. 식종퇴비를 사용하지 않는 경우 반응 초기 pH가 낮은 기간이 더 길게 유지되었으며, 이는 뼈 폐기물에 포함된 인 용출에 긍정적인 영향을 주어 struvite 결정화 반응 유발에 기여할 것으로 판단되었다. Struvite 결정화 반응을 통한 질소의 보전 효과는 암모니아 손실량 및 퇴비의 암모니아 함량 변화로부터 분명히 관찰되었다. 즉, Mg염과 뼈 폐기물을 첨가한 경우 암모니아 손실량은 감소하였으며, 퇴비의 암모니라 함량은 상대적으로 증가하였다. 이러한 struvite 결정화 반응은 건조퇴비의 암모니아 함량 분석으로 확실히 파악할 수 있었다. 하지만 뼈 폐기물을 첨가한 경우 struvite 결정화 반응은 수용성 인산염을 사용한 경우에 비하여 낮은 것으로 나타났다.

핵심용어 : 뼈 폐기물, 퇴비화, Struvite, 암모니아

1. 서론

유기성 폐기물의 퇴비화 공정에서는 유기성 질소가 미생물에 의해 분해되면서 다량의 암모니아가 발생된다. 생성된 암모니아는 퇴비화 반응 초기의 낮은 pH를 8~9 정도로 상승시킨다. 이러한 pH와 높은 퇴비화 온도로 인해 암모니아는 퇴비로부터 쉽게 손실된다. 암모니아 손실은 퇴비화 시설의 악취 발생의 원인이 될 뿐만 아니라 최종적으로 생산되는 퇴비의 비료가치를 감소시킬 수 있다.

이에 퇴비화 반응에서 암모니아 손실을 억제하기 위해 다양한 연구가 진행되었으며[1)~3)]. Jeong & Kim (2001)은 최초로 Mg와 인산염을 첨가하여 암모니아를 struvite 전환시킴으로써 손실량 저감 및 퇴비의 암모니아 함량 증진에 크게 기여할 수 있음을 보고하였다[4)]. Jeong & Hwang (2005)은 struvite 결정화 반응을 유도하기 위해 필요한 Mg염 및 인산염의 적정 첨가량에 대한 연구 결과를 보고한 바 있다[5)]. 또 Jeong & Hong (2001)은 Mg염을 기존의 수용성 염을 대신해 알칼리성 물질인 MgO로 첨가하여 struvite 결정화 반응 및 암모니아 손실 저감에 미치는 영향을 조사하였다[6)].

이러한 연구에 근거하여 struvite 결정화 반응 유도를 통한 암모니아 손실 억제에 대한 다양한 연구가 진행된 바 있다[7)~10)]. Hu et al. (2007)은 퇴비화 반응에서 손실되는 암모니아를 줄이기 위하여 인산염(KH_2PO_4)과 톱밥을 첨가한 연구에서 인산염 첨가가 암모니아 손실량 저감에 가장 효과적이었음을 보고하였다[7)]. Zhang and Lau (2007)도 가금류 분뇨를 퇴비화하는 과정에서 발생하는 암모니아를 struvite로 전환시키기 위해 Mg 및 인산염을 첨가한 경우 암모니아 손실량이 40 ~ 84% 정도 감소되었으며, 이에 따라 퇴비의 암모니아 함량이 증가하였다고 보고하였다[8)]. Lee et al. (2009)은 돈분뇨를 이용한 퇴비화 연구에서 struvite 형성 및 퇴비화 반응의 안정적인 진행을 위해서는 폐기물의 총질소 함량 대비 0.05 M 이하의 Mg 및 인산염을 첨가해야 하며, 0.07 M 이상의 Mg염 첨가가 필요하다고 보고하였다[9)]. Ren et al. (2010)은 돈분뇨와 옥수수 줄기를 혼합하여 퇴비화하는 과정에서 Mg염과 인산을 첨가하여 암모니아를 struvite로 전환시켜 손실량을 크게 줄여 퇴비의 암모니아 함량을 8 ~ 10 g/kg 수준으로 크게 증가시킨 바 있다[10)]. 또 지나치게 많은 양의 인산을 사용하는 것을 퇴비화 반응의 전반적인 진행에 나쁜 영향을 준다고 보고하였다[10)].

이상과 같은 기존 연구는 퇴비화 과정에서 발생하는 암모니아를 struvite로 전환시키기 위하여 Mg염과 인산염을 순수한 화학물질의 형태로 첨가하였다. 이에 본 연구에서는 struvite 결정화 반응에 필요한 인산염을 순수 화학물질로 첨가하지 않고, 인 함유 폐기물로 첨가하여 그 영향을

조사하였다. 사용한 인 함유 폐기물은 해장국집에서 배출되는 뼈 폐기물로, 건조, 분쇄하여 사용하였다. 뼈 폐기물로부터 용출될 수 있는 인의 양은 용출실험으로 조사하였다. 뼈 폐기물과 Mg염 첨가가 질소의 거동에 미치는 영향을 주로 조사하였으며, 암모니아의 struvite 전환 여부를 확인하기 위하여 70℃에서 12시간 건조된 시료의 암모니아 함량을 습윤 시료와 함께 분석하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 실험재료의 특성

실험에 사용한 음식물쓰레기는 K대학교 식당에서 발생하는 것을 채취하였다. 뼈 폐기물은 해장국 식당에서 폐기되는 것을 채취하여 부착된 이물질을 제거한 다음 건조, 분쇄한 다음 사용하였다. 즉, 105℃에서 완전히 건조시킨 다음 3 mm 이하로 분쇄하였다. 실험에 사용한 음식물쓰레기 및 뼈 폐기물의 물리화학적 특성은 **[Table 1]**과 같다. 음식물쓰레기는 채취 시기에 따라 질소 함량이 다소 상이하게 나타났다. 뼈 폐기물의 경우 부착된 이물질을 분리하였음에도 불구하고 VS 함량이 48% 정도로 높았으며, TKN 함량도 5% 이상으로 음식물쓰레기보다도 더 높게 나타났다. 뼈 폐기물을 첨가하는 경우 혼합폐기물의 질소의 양을 증가시켜 C/N 비 조정에도 기여할 것으로 기대된다.

2.2 퇴비화 실험 조건

실험 조건은 **[Table 2]**에 제시한 바와 같이 1차 실험에서는 struvite 결정화 반응에 필요한 물질을 첨가한 Run A와 첨가하지 않은 Control을 실험하였다. Run A에서 Mg염과 뼈 폐기물은 대략 1 mole의 암모니아와 반응할 수 있도록 첨가하였다. 2차 실험은 Mg염과 뼈 폐기물을 첨가하는 경우 나타난 질소 손실 저감 효과가 struvite 결정화 반응에 의한 것인지를 명확히 확인하기 위해 진행하였다. 따라서 2차 실험에서는 뼈 폐기물만 첨가한 Run B와 뼈 폐기물과 Mg염을 동시에 첨가한 Run C를 운전하였다. 2차 실험인 Run B와 Run C에서는 식종퇴비를 첨가하지 않았으며, 모든 경우에 있어서 Mg염은 수용성인 $MgCl_2 \cdot 6H_2O$로 첨가하였다.

모든 실험에서 초기 수분함량은 60%가 되도록 조정하였다. 한편 혼합물의 초기 C/N 비는 폐기물의 혼합비가 변함에 따라 26.4~47.2 범위로 나타났다. 초기 C/N 비는 Control과 Run A에서 Run B, Run C보다 낮게 나타났다. 이는 실험에 이용된 음식물쓰레기의 질소 함량 차이와 식종퇴비 첨가 유무에 기인된 것으로 판단된다. 또 Control과 Run A의 C/N 차이는 뼈 폐기물 첨가 유무에 따른 것으로 판단된다.

한편 Run B와 Run C에서는 습윤 시료의 암모니아 함량뿐만 아니라 70℃에서 12시간 동안 건조한 시료의 암모니아 함량도 조사하였다. 이는 struvite 결정화 반응 여부를 확인하기 위한 것으로 높은 온도에서 퇴비를 건조하면 시료에 포함된 암모니아가 쉽게 손실되지만 struvite 결정체로 전환된 암모니아는 손실되지 않기 때문이다.

[Table 1] Physical and Chemical Properties of Materials used in Composting Reactions

Components	Water content (%)	Volatile solid (% of TS)	TKN (mg/kg DS)	Remarks
Food waste	78.8	95.1	31,000	Control, Run A
	81.8	95.5	17,700	Run B, Run C
Seed compost	41.9	83.3	23,600	
Sawdust	7.3	99.3	430	
Bone waste	3.1	48.8	57,400	Control, Run A
	0.4	48.3	52,900	Run B, Run C

[Table 2] Detailed Conditions of Composting Reactions (dry weight base)

Components		Control	Run A	Run B	Run C
Mixing conditions	Food waste (kg)	1.62	1.62	1.41	1.41
	Seed compost (kg)	1.00	1.00	–	–
	Sawdust (kg)	2.00	2.00	2.50	2.50
	Bone waste (kg)	–	0.41	0.41	0.41
	$MgCl_2 \cdot 6H_2O$ (kg)	–	0.21	–	0.21
	Sub-total (kg)	4.62	5.24	4.32	4.53
C content (kg)[1)]		2.398	2.508	2.220	2.220
N content (kg)[2)]		0.072	0.095	0.047	0.047
C/N Ratio		33.3	26.4	47.2	47.2

1) Carbon content was estimated from volatile solid(VS) assuming 55% of it is a carbon
2) Nitrogen content was calculated from the TKN values measured

2.3 퇴비화 실험 장치 및 운전

퇴비화 반응기는 두께 1cm, 내경 25cm, 높이 65cm의 원통형 아크릴로 제작하여 유효용적이 약 30 L가 되도록 하였다. 두 개의 온도센서를 반응기 중앙에 설치하여 각각 온도 자동 기록 및 공기량 조절에 이용하였다. 공기는 Air pump를 이용하여 반응기 하부에 주입하여 유공판을 통하여 퇴비 더미 전체에 골고루 분산되도록 하였다. 공기량은 1 L/min으로 주입하다가 50℃가 되면 6 L/min으로 증가시켜 온도가 지나치게 상승하지 않도록 하였다. 온도는 1시간 간격으로 자동기록계로 측정하였다. 배출 가스는 증발되는 수분을 포집하기 위한 응축수 트랩을 거친 후 500 ml의 1N 황산용액을 통과시켜 가스에 포함된 암모니아를 흡수하였다. 반응기내 시료의 혼합은 2~3일 간격으로 반응기를 해체하여 수작업으로 실시하였으며, 혼합 후 일정량의 시료를 채취, 분석하였다.

2.4 뼈 폐기물의 인 용출 실험

뼈 폐기물에 포함된 인 성분이 퇴비화 과정에서 용출될 수 있는지 여부를 확인하기 위하여 인 용출 특성을 조사하였다. 인 용출 실험은 3 mm 이하의 크기로 분쇄된 뼈 폐기물을 5~10 g를 용출액/고형물 비(Leaching solution/Solid Ratio, L/S 비)에 따라 용출액과 혼합하여 자석교반기로 교반하면서 진행하였다. 용출액은 증류수, 0.1~3 N의 황산 및 초산을 사용하였다. L/S 비는 5, 10, 40, 100으로 실험하였다. 고형물이 충분히 혼합될 수 있는 충분한 교반강도에서 30분간 용출시켰다. 용출 후 원심분리기로 3,500 rpm에서 30분간 고액 분리한 다음 인 농도를 측정하였다.

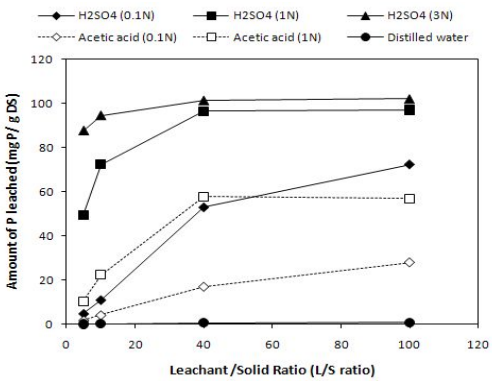
2.5 분석방법

퇴비의 pH는 습윤시료 대략 5.0 g을 증류수 50 ml와 혼합하여 상온에서 자석 교반기로 약 30분간 교반한 다음 pH meter (Schott, Lab860)로 측정하였다. 수분함량은 105℃에서 12시간 건조하여 측정하였으며, 3개의 시료를 분석하여 평균값을 사용하였다. 인 농도는 염화제일주석법으로 자외선-가시광선 분광광도계 (HP, 8543)를 이용하여 측정하였다[11)]. 암모니아는 semi-automatic nitrogen analyzer (VELP)를 이용하여 증류법으로 측정하였다. TKN 함량은 410℃에서 2시간 소화시킨 다음 알칼리 물질을 첨가하여 암모니아와 같은 방법으로 측정하였다.

3. 실험결과 및 고찰

3.1 뼈 폐기물의 인 용출 특성

뼈 폐기물로부터 용출될 수 있는 인의 양을 다양한 조건에서 실험한 결과는 [Fig. 1]에 제시된



[Fig. 1] Leaching properties of P from bone waste with changes in leaching solution and L/S ratio.

바와 같다. 황산 3N 용액을 사용하여 L/S 비 40으로 용출하면 대략 뼈 폐기물 중량의 10.1% (건조중량 기준)에 해당하는 인이 용출되었으며, L/S 비를 100으로 증가시켜도 인 용출량은 더 증가하지 않았다. 따라서 본 연구에서 사용한 음식물쓰레기에 포함된 뼈 폐기물의 인 함량은 건조중량 기준으로 약 10.1%로 판단되며, 뼈 폐기물의 휘발성 고형물 함량이 약 48.3%이므로 회분을 기준으로 한 인 함량은 20.9% 정도로 판단된다.

또 1N 초산과 0.1N 황산을 사용하는 경우 비슷한 양의 인이 용출되었으며, 0.1N 초산으로 용출하는 경우에도 L/S 비가 40 정도 되면 뼈 폐기물 중량의 약 2.8%에 해당하는 인이 용출되는 것으로 나타났다. 증류수로 용출하는 경우에는 L/S 비 100으로 용출하면 건조중량의 약 0.08%에 해당하는 인이 용출되었다. 따라서 산의 강도 및 L/S 비가 증가함에 따라 뼈 폐기물로부터 용출되는 인의 양이 증가함을 알 수 있었다.

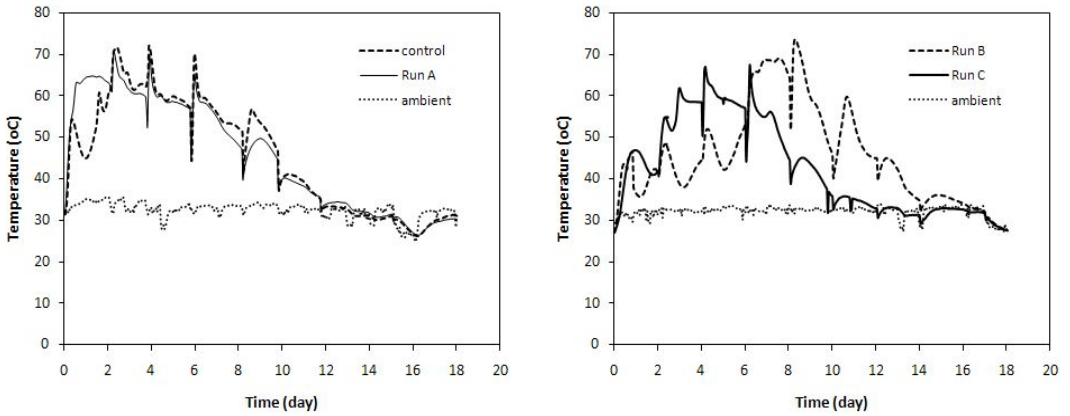
이상의 용출실험 결과를 퇴비화 반응 조건에 적용해 보면 초기 수분함량이 60% 내외로 유지되기 때문에 L/S 비는 대략 1.5정도가 된다. 퇴비화 반응 초기에 유기산이 발생하여 pH가 떨어지는 기간을 0.1N 초산과 동일한 용출 효과가 있다고 가정하면 투입된 뼈 폐기물 무게의 약 0.1% 정도의 인이 용출될 수 있을 것으로 추정된다. 본 인 용출실험은 30분간 진행되었지만 퇴비화 반응 시 낮은 pH가 유지되는 기간이 3~4일 정도로 길고, 혼합이 이루어진다고 하면 실제로 뼈 폐기물로부터 용출되는 인의 양은 이보다 많을 것으로 추정된다.

한편 문헌에 보고된 뼈 폐기물의 인 함량을 살펴 보면, 우선 Deydier et al. (2003)은 연구에 사용한 뼈 폐기물의 회분 함량은 약 24%였으며, 회분의 약 56.3%가 인산염, 36.8%가 칼슘으로 보고한 바 있다. 인의 함량을 순수한 인으로 표시하면 18.4%가 된다[12]. 또 상업적으로 시판되는 Bone char의 경우 hydroxyapatite ($Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2$) 함량이 약 72~76% 수준으로 알려져 있다 (Chen et al., 2006)[13]. Countand et al. (2008)은 실험실에서 소각한 돼지뼈 폐기물 소각재의 Ca와 P 함량은 각각 28.2%, 18.9%라 보고하였다[14]. 본 연구에서 추정된 뼈 폐기물의 인 함량 20.9%로 대략 Deydier et al. (2003) 및 Contand et al. (2008)의 연구결과와 유사하다고 판단된다[12)~14)].

3.2 퇴비화 반응의 진행

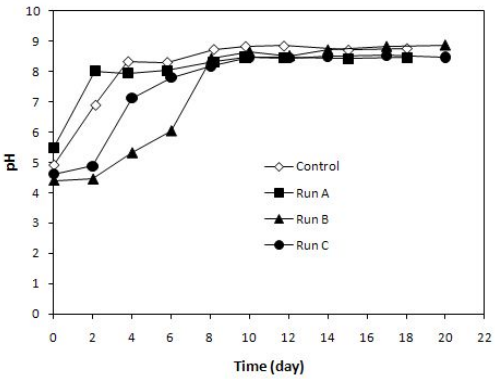
퇴비화 반응의 진행에 따른 온도 변화는 **[Fig. 2]**와 같다. 식종퇴비를 혼합한 Control과 Run A의 경우 각각 반응 시작 후 2일, 1일 후부터는 55℃ 이상을 유지하였다. 반면 식종퇴비를 혼합하지 않은 Run B와 Run C의 경우 55℃ 이상의 고온은 각각 약 2일, 6일부터 관찰되었다. 우선 식종퇴비의 첨가 여부에 따라 퇴비화 반응의 진행도에 큰 차이가 있음을 알 수 있다. 식종퇴비를 첨가한 Control과 Run A가 그렇지 않은 Run B, Run C에 비하여 고온에 도달하는 시간이 단축되었다. 그리고 Mg염과 뼈 폐기물을 동시에 첨가한 실험인 Run A에서는 이를 첨가하지 않은 Control에 비하여 고온에 더 빨리 도달하였으며, Run C에서도 Mg염을 첨가하지 않은 Run B에 비하여 더 빨리 고온에 도달하였다. 이러한 결과는 struvite 결정화 반응을 유도하기 위해 첨가한 Mg염 및 뼈 폐기물이 퇴비화 반응 전반적인 진행에 긍정적인 영향을 미쳤기 때문으로 판단된다.

한편 퇴비화 기간 동안 관찰된 pH 변화는 **[Fig. 3]**과 같다. 퇴비화 온도가 가장 빠르게 고



(a) (b)

[Fig. 2] Change in temperatures during composting reactions.
(a) : control and Run A, (b) Run B and Run C



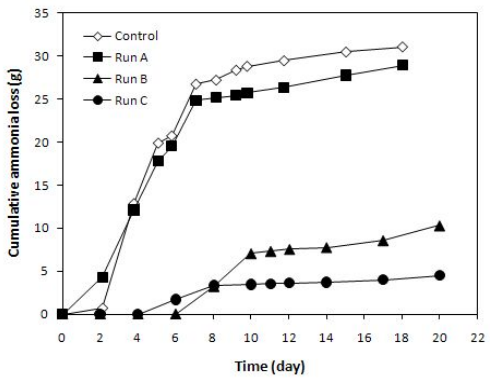
[Fig. 3] Changes in pH during composting reactions.

온으로 상승한 Run A에서 pH가 낮게 유지되는 기간이 가장 짧았으며, 가장 느리게 온도가 상승한 Run B에서 가장 길게 관찰되었다. 특히 식종퇴비를 첨가하지 않은 Run B, Run C에서는 2~6일 정도까지 pH가 7.0 이하로 낮게 유지되었다. 이러한 결과는 전술한 온도 변화와 마찬가지로 식종퇴비 첨가 유무에 의한 것으로 판단된다. 식종퇴비를 사용하지 않은 Run B와 Run C에서는 낮은 pH가 상대적으로 길게 유지되었으며, 이는 뼈 폐기물에 포함된 인이 더 많이 용출될 수 있어 struvite 결정화 반응에 더 유리하게 작용했을 것으로 판단된다.

3.3 암모니아성 질소의 거동

3.3.1 암모니아 손실량

약 20일간 지속된 퇴비화 기간 동안 배가스로 손실된 암모니아의 양은 **[Fig. 4]**와 같다. Control과 Run A에서는 각각 31.1 g, 28.9 g의 암모니아가 손실되었으며, 이는 각각 초기 질소



[Fig. 4] Cumulative ammonia loss observed in composting reactions.

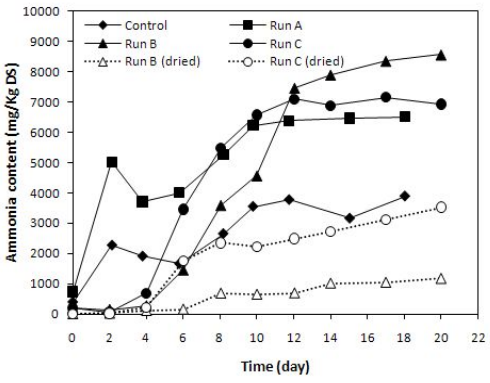
량의 43.2%, 30.4%에 해당하는 양이다. 또 Run B와 Run C에서는 각각 10.3 g, 4.5 g의 암모니아가 손실되었으며, 이는 초기 질소량의 21.9%, 9.6%에 해당한다. 두 그룹간의 암모니아 손실량의 차이는 초기 C/N 비 차이에 의해 발생한 것으로 판단된다. 즉, Control과 Run A의 경우 Run B와 Run C에 비하여 초기 C/N 비가 상대적으로 낮기 때문에 더 많은 양의 암모니아가 손실된 것으로 판단된다. 한편 Control과 Run A를 비교하면 Run A의 C/N 비가 상대적으로 낮음에도 불구하고 손실된 질소의 양은 더 적었다. 또 Run B와 Run C를 비교해 보면 struvite 결정화 반응을 유도한 Run C의 암모니아 손실량이 Run B의 약 43.7% 수준으로 나타났다. 이러한 결과는 모두 Mg염과 뼈 폐기물을 첨가한 결과로 판단된다.

3.3.2 퇴비의 암모니아 함량

퇴비의 암모니아 함량 변화는 **[Fig. 5]**에 제시된 바와 같다. 암모니아 함량은 뼈 폐기물을 첨가하지 않은 Control의 경우 3,500 mg/kg DS 수준으로 가장 낮게 나타났다. 동일한 음식물쓰레기를 사용한 Run A의 경우 암모니아 함량은 6,400 mg/kg DS 수준으로 약 1.8배 정도 높게 나타났다. Run A의 경우 Control에 비하여 질소 함량이 높은 뼈 폐기물을 첨가하였기 때문에 퇴비의 암모니아 함량 또는 암모니아 손실량이 더 높을 수 있다. 하지만 Run A에서는 Control에 비하여 암모니아 손실량이 적고 퇴비의 암모니아 함량도 높게 유지되었으므로 Mg염과 뼈 폐기물 첨가에 의한 struvite 결정화 반응이 유발되어 질소 손실 억제 효과가 나타난 것으로 판단된다.

또 동일한 음식물쓰레기를 사용한 Run B와 Run C의 암모니아 함량은 각각 8,300 mg/kg DS, 7,000 mg/kg DS 정도로 Run B에서 더 높게 나타났다. 즉, Run C에서는 struvite 결정화 반응을 유도하기 위해 Mg염을 첨가했음에도 불구하고, 퇴비의 암모니아 함량은 오히려 Run B에 비하여 낮게 나타났다. 이는 Run B의 경우 20일 경과 시점의 퇴비 수분함량이 69%로 Run C의 경우 64%보다 더 높게 유지되었기 때문에 암모니아가 손실되지 않고 퇴비에 잔류하기 때문으로 판단된다. 따라서 습윤 퇴비의 암모니아 함량만으로는 struvite 결정화 반응의 유발 여부를 명확히 확인할 수 없다.

70℃에서 12시간 건조된 퇴비 시료의 암모니아 함량을 측정한 결과 **[Fig. 5]**에 제시된 바와 같이 단순히 뼈 폐기물만 첨가한 Run B에 비하여 Mg염과 뼈 폐기물을 동시에 첨가한 Run C에서 더 높게 나타났다. 즉, Run C의 경우 20일 퇴비화 후 관찰된 건조시료의 암모니아 함량은 약 3,500 mg/kg DS 수준으로 Run B의 1,200 mg/kg DS보다 3배 정도 높았다. Run B와 Run C에서 관찰된 건조 시료의 암모니아 함량은 각각 습윤 시료의 암모니아 함량의 13.1%, 44.5% 수준이었다. 이러한 결과는 Run C에서 Mg염을 뼈 폐기물과 동시에 첨가하였기 때문에 나타난 결과로 여겨진다. 즉, Run C에서는 Mg염을 첨가하였기 때문에 퇴비화 과정에서 발생한 암모니아가 struvite로 전환되어 건조과정에서 휘발되지 않았지만 Mg염을 첨가하지 않은 Run B에서는 퇴비의 암모니아가 건조과정에서 쉽게 휘발되어 손실되기 때문으로 판단된다. 또 Run B에서 암모니아의 struvite 전환 반응이 거의 유발되지 않았다고 판단하면 Run C의 경우 습윤 퇴비 시료에 존재하는 암모니아의 약 30% 정도가 struvite로 전환된 것으로 추정된다.



[Fig. 5] Change in ammonia content in compost during composting reaction.

이상에서 제시한 struvite 결정화 효과에 의한 암모니아 손실 억제 효과는 순수한 화학물질로 인산염을 첨가한 기존의 연구에 비하여 낮은 수준으로 판단된다. Jeong & Kim (2001)은 음식물쓰레기를 C/N 비 18.6로 퇴비화하면서 Mg염($MgCl_2 \cdot 6H_2O$)과 인산염(KH_2PO_4)을 첨가한 결과 퇴비의 암모니아 함량은 struvite 결정화 반응이 유발됨에 따라 최대 12 g/kg까지 증가하였다[4]. Ren et al. (2010)도 농축산 폐기물을 퇴비화하면서 $Mg(OH)_2$와 인산을 첨가하여 struvite 결정화 반응을 유도한 결과 퇴비의 암모니아 함량이 8 ~ 10 g/kg 정도까지 높아졌다고 보고하고 있다[10]. 두 연구에서 보고한 암모니아 함량이 모두 struvite 결정체로 전환된 형태로 존재하는 것이라 보기는 어렵지만 대체로 본 연구에서 관찰된 퇴비의 암모니아 함량보다 높은 수준이다. 이러한 결과는 본 연구에서 사용한 뼈 폐기물로부터 용출될 수 있는 인산염의 양이 순수한 화학물질 형태로 첨가한 경우에 비하여 제한되기 때문에 나타난 결과로 판단된다. 따라서 뼈 폐기물을 이용하여 struvite 결정화 반응을 유도하는 경우 뼈 폐기물의 적정 첨가량 결정 등 추가적인 연구가 필요하다고 판단된다.

4. 결론

인을 함유하고 있는 뼈 폐기물을 유기성 폐기물의 호기성 퇴비화 공정에 첨가하여 질소의 거동에 미치는 영향을 조사한 실험 결과를 정리하면 다음과 같다.

1. 음식물쓰레기로 배출되는 뼈 폐기물을 건조, 분쇄한 다음 인 용출량을 측정한 결과 인 함량은 건조중량 기준으로 약 10.1%로 판단되며, 회분을 기준으로 한 인 함량은 20.9% 정도로 나타났다. 이러한 뼈 폐기물의 인 함량은 문헌에 보고된 수준과 유사하였으며, 0.1N 초산으로 용출하는 경우에도 L/S 비가 40이면 뼈 폐기물 중량의 약 2.8%에 해당하는 인이 용출되는 것으로 나타났다.
2. 식종퇴비를 첨가하지 않은 경우 초기 낮은 pH 기간이 길어졌으며, 이 기간 동안 퇴비화 온도는 55℃ 이상의 고온으로 상승하지 못하였다. 이러한 퇴비화 반응 초기의 낮은 pH가 길게 유지되면 뼈 폐기물에 포함된 인이 더 많이 용출될 수 있어 struvite 결정화 반응 유발에 기여할 것으로 판단된다. 또 struvite 결정화 반응을 유도하기 위해 첨가한 Mg염 및 뼈 폐기물이 퇴비화 반응 전반적인 진행에 긍정적인 영향을 주는 것으로 판단되었다.
3. Mg염과 뼈 폐기물을 동시에 첨가하여 struvite 결정화 반응을 유도한 실험의 퇴비 중 암모니아 함량이 그렇지 않은 경우에 비하여 높게 나타났으며, 암모니아 손실량은 더 적었다. 이는 Mg염 및 뼈 폐기물 첨가에 따른 struvite 결정화이 유도되었기 때문으로 판단되며, 이는 건조 시료의 암모니아 함량 분석으로 명확해졌다. 한편 뼈 폐기물 첨가에 의한 struvite 결정화를 통한 암모니아 손실 억제 효과는 순수한 화학물질 형태로 인산염을 첨가하는 경우에 비하여 낮은 것으로 판단된다.

사사

본 연구는 2009년도 금오공과대학교 학술연구비 지원으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

1. Morisaki, N., Phae, C.G., Nakasaki, K., Shoda, M. and Kubota H., "Nitrogen transformation during thermophilic composting", J. of Fermentation & Bioengineering 67, pp. 57~61. (1989).
2. Witter, E. and Kirchmann, H., "Peat, zeolite, and basalt as adsorbent of ammonical nitrogen during manure decomposition", Plant and Soil 115, pp. 43~52. (1989).
3. Sâchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C. and Bernal, M. P., "Nitrogen transformation during organic waste composting by the

Rutgers system and its effects on pH, EC, and maturity of the composting mixtures", Bioresource Technology 78, pp. 301~308. (2001).

4. Jeong, Y.-K. and Kim, J.-S.. "A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting process", Bioresource Technology 79, pp. 129~133. (2001).
5. Jeong, Y.-K. and Hwang, S.-J., "Optimum doses of Mg and P salts for precipitating ammonia into struvite crystals in aerobic composting", Bioresource Technology 96, pp. 1~6. (2005).
6. Jeong, Y.-K. and Hong, H.-G., "Enhancement of the nutient value of compost by precipitating ammonia into struvite crystals (2): effects of MgO addition", J. Korean Solid Wastes Engineering Society, 18(7), pp. 667~673. (2001).
7. Hu, T.-J., Zeng, G.-M., Huang, D.-L., Yu, H.-Y., Jiang, X.-Y., Dai, F. and Huang, G.-H., "Use of potassium dihydrogen phosphate and sawdust as adsorbents of ammonical nitrogen in aerobic composting process", J. of Hazardous Materials, 141, pp. 736~744. (2007).
8. Zhang, W. and Lau, A., "Reducing ammonia emission from poultry manure composting via struvite formation", J. of Chemical Technology and Biotechnology, 82, pp. 598~602. (2007).
9. Lee, J.E., Rahman, M.M. and Ra, C.S., "Dose effects of Mg and PO4 sources on the composting of swine manure", J. of Hazardous Materials, 169, pp. 801~807. (2009).
10. Ren, L., Schuchardt, F., Shen, Y., Li, G., and Li, C., "Impact of struvite crystallization on nitrogen losses during composting of pig manure and cornstalk", Waste Management, 30, pp. 885~892. (2010).
11. APHA, AWWA, WEF, Standard methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th edition. Washington DC: Publication Office APHA, pp. 4-151~4-152. (2005).
12. Deydier, E., Guilet R. and Sharrock, P., "Beneficial use of meat and bone meal combustion residue: an efficient low cost material to remove lead from aqueous effluent", Journal of Hazardous materials B101, pp. 55~64. (2003).
13. Chen, S.-B., Zhu, Y.-G., Ma, Y.-B. and McKay, G., "Effect of bone char application on Pb bioavailability in a Pb-contaminated soil", Environmental Pollution, 139, pp. 433~439. (2006).
14. Coutand, M., Cyr, M., Deydier. E., Guilet, R. and Clastres, P., "Characteristics of industrial and laboratory meat and bone meal ashes and their potential applications", Journal of Hazardous materials V150, pp. 522~532. (2008).