

Effects of Earthworm Cast Addition on Food Waste Compost under Co-composting with Sawdust

Chang Hoon Lee, Hong-Sik Nam¹, Seok-Cheol Kim, Seong-Jin Park, Myeong-Sook Kim, Sung-Chul Kim², and Taek-Keun Oh^{2*}

Soil & Fertilizer Division, National Academy of Agricultural Science, Wanju 55365, Korea

¹Organic Fertilizer Division, National Academy of Agricultural Science, Wanju 55365, Korea

²Department of Biological Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 34134, Korea

*Corresponding author: ok5832@cnu.ac.kr

ABSTRACT

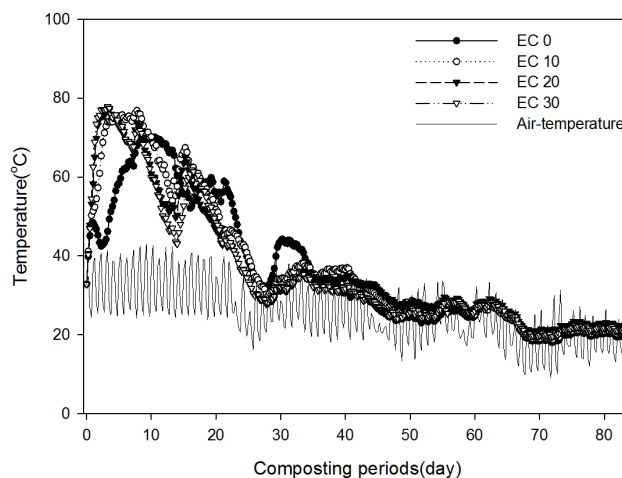
Received: November 8, 2017

Revised: November 15, 2017

Accepted: November 15, 2017

Food waste has been recognized as a critical problem in Korea and many research was conducted to efficiently reutilize or treat food waste. Main purpose of this research was to evaluate a feasibility for producing fermented organic fertilizer with mixture of earthworm cast (EC). Four different treatments were mixed with food waste and EC at the rate of 0, 10, 20, and 30%, respectively. Total days of composting experiment were 84 days and each sub samples were collected at every 7 days from starting of composting. Results showed that inner temperature in composting was increased to $70 \pm 4^\circ\text{C}$ within 5~10 days depending on mixing ratio of EC. Among different treatment, the highest increase of inner temperature was observed in treatment mixed with food waste and EC 30%. After finishing composting experiment, maturity was evaluated with solvita and germination test. Maturity index (MI) of each treatment was ranged between 5~7 indicating that manufactured fertilizer was curing or finished stage. Calculated germination index (GI) was at the range of 104~116 depending on mixing ratio of EC. Both MI and GI showed that manufactured fertilizer was suitable for fertilizer criteria while control (FW only) was not adequate for composting. Overall, earthworm cast can be utilized for improving compost maturity by mixing with food waste and more research should be conducted to make high quality of food waste compost with earthworm cast in agricultural fields.

Keywords: Food waste, Compost, Earthworm cast, Maturity



Changes of temperature in compost piles during co-composting with earthworm cast.



Introduction

퇴비화는 가축분, 농산부산물, 음식물쓰레기 등의 다양한 유기자원의 자원화 기술이다 (Chang et al., 2002). 호기적인 퇴비화를 통한 안정한 최종 퇴비는 유기물, 질소, 인산 및 미량원소를 함유하고 있어 농경지의 유기물 및 양분공급원으로 활용이 가능하다 (Lee et al., 2000; So et al., 2007)

전국 음식물류 폐기물처리시설에서 음식물류 폐기물의 연간 총 처리량은 4,087천 톤이었다 (Lee et al., 2015). 음식물류폐기물 처리시설 중 퇴비화시설은 음식물류 폐기물을 연간 1,790천 톤을 처리하였으며, 이는 음식물류 폐기물의 연간 총 처리량의 43.8%를 차지하였다 (Lee et al., 2015). Lee et al. (2015)의 전국 음식물쓰레기 처리시설에서 생산한 퇴비 성분 조사 결과, 염분함량 (NaCl)은 0.82~4.67% 범위로 퇴비의 46.8%가 염분함량 2.0%를 초과하였고, 퇴비 부속 지표로 사용되는 종자발아지수 (Germination index, GI)는 0~176.6 범위였으며, 퇴비의 46.8%가 비료공정규격 기준 이하였다. 퇴비의 부속은 퇴비품질을 결정짓는 중요한 항목으로, 미부속된 퇴비와 같이, 이분해성 물질을 다량 함유한 퇴비의 사용은 토양수분 및 미생물활성에 따라 토양중 환원장애 및 유기산 생성에 의한 수소이온 독성으로 작물 생육에 영향을 주기 때문에 (Brix and Sorrell, 1996; DeLaune et al., 1990; Gambrell and Patrick, 1978), 퇴비의 농업적 활용을 저하시키는 원인이 되기도 한다.

일반적인 호기적 퇴비화 (aerobic composting) 과정은 미생물에 의존하지만, 동애등에 및 지렁이 등을 이용한 퇴비화 (vermi-composting)는 유기물을 소화하고 배설하는 과정과 미생물의 유기물 분해과정으로 이루어진다. 특히 지렁이를 이용한 유기자원의 퇴비화는 하수슬러지, 음식물쓰레기 등의 유기성폐기물을 감량하는 효과가 입증되었다 (Lim et al., 2016; Rorat et al., 2015; Sharma and Garg, 2017). 일반적으로 vermi-composting을 통해 생성된 부산물인 분변토는 질소, 인산,加里 등을 포함하고 있으며, 낮은 전기전도도로 인해 작물의 안정생산에 기여한다 (Cox et al., 1996). 또한 분변토는 cellulase, β -glucosidase 활성이 높아 토양의 유기물의 분해를 촉진시켜 양분순환 및 양분유효도를 증진할 수 있다 (Fernandez-Gomez et al., 2013). 이외에도 음식물쓰레기 처리시설에 발생하는 악취성분 저감하는 효과가 입증되어 바이오필터로 활용되고 있다 (Yoo and Lee, 2007).

음식물쓰레기 퇴비화는 가수 및 탈수 공정을 거친 중간처리산물을 이용하고 있다. 중간처리산물의 수분함량이 약 70%로 최적 퇴비화 조건을 충족하기 위해 주로 톱밥을 30~40%의 혼합하고 있다 (Lee et al., 2015). 음식물쓰레기 퇴비화에 적절한 퇴비 원료의 혼합은 음식물쓰레기 퇴비의 부속을 촉진하는 대안이 될 수 있다. 음식물쓰레기 성분은 가수분해가 잘 이루어지는 탄수화물, 단백질 등을 다량 포함하고 있는 것이 특징이다 (Lee et al., 2000). 퇴비원료에 분변토 혼합은 이분해성 성분의 분해촉진으로 퇴비화 기간 및 부속도 향상이 기대된다. 따라서 본 연구는 지렁이 분변토 혼합비율에 따른 음식물쓰레기 퇴비특성을 조사하였고, 음식물쓰레기 퇴비화 촉진을 위한 분변토의 최적 혼합비율을 제시하고자 하였다.

Materials and Methods

퇴비원료 음식물쓰레기 퇴비화를 위해 음식물쓰레기 처리시설에서 생산한 파쇄, 선별 및 탈수과정을 거친 중간처리물 (탈수케이크)을 채취하여 퇴비화 시험에 이용하였다. 탈수케이크는 수분이 71.6%, 탄질비가 9.54, 염분함량은 1.78%이었고, 분변토 (earthworm cast, EC)는 vermi-composting 과정에서 생성된 지렁이 분변토로 수분이 38.7%, 탄질비가 12.2, 염분함량은 0.41%이었다. 또한 수분조절재로 사용한 톱밥은 수분함량이 10.0%, 탄질비는 904를 나타내었다 (Table 1).

Table 1. Characteristics of materials used co-compositing.

Materials	Moisture	TC [†]	TN [‡]	TP [§]	TK [¶]	NaCl
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Food waste	71.6	40.1	4.20	0.67	0.49	1.78
Earthworm cast	38.7	13.8	1.13	0.74	1.09	0.41
Sawdust	10.0	45.2	0.05	0.03	0.21	0.03

[†]TC, Total carbon; [‡]TN, Total nitrogen; [§]TP, Total phosphorus; [¶]TK, Total potassium.

퇴비화 본 연구에 이용된 퇴비화 반응기는 약 61.0 L의 아이스박스 (W36 × L61 × H30 cm)를 이용하였다. 반응기 내부 바닥에는 공기 주입기 (MA-200, wave point, USA)에 연결된 튜브를 고정하여 퇴비시료에 1.67 L min⁻¹의 공기가 지속적으로 공급되도록 하였고, 온도센서 (EM50, Decagon devices, USA)를 퇴비더미의 하단에 설치하여 0.5시간 간격으로 온도를 측정하였다. 퇴비화를 위한 최적 수분함량인 50~60%를 고려하여 퇴비화를 위한 원료혼합은 탈수 케이크와 톱밥을 7:3 (w/w)으로 혼합하였고, 분변토는 탈수케이크의 중량의 10, 20, 30%를 혼합하였다 (Table 2). 퇴비화 시험은 2016년 6월부터 8월까지 약 84일간 진행되었으며, 처리구 설치 후 7일 간격으로 교반하였다. 시료 채취는 플라스틱 샘플백에 약 500 g의 시료를 채취한 후 실험실로 옮겨 오븐에서 60°C로 건조 후 파쇄하여 성분 분석에 사용하였다.

Table 2. Mixture ratio of base materials for co-composting.

Treatments	Mixture of base materials (wt wt ⁻¹)		
	Food waste	Earthworm	Sawdust
EC [†] 0	70	0	30
EC 10	60	10	30
EC 20	50	20	30
EC 30	40	30	30

[†]EC, Earthworm cast.

부속도 평가 퇴비의 부속도를 평가하기 위해 비료의 품질검사방법 및 시료채취기준에 명시되어 있는 기계적 부속도 측정법 (Solvita)과 종자발아시험을 이용하였다. Solvita 측정법 (Woods End Research Laboratory, Mt. Vernon, Maine; TMECC Method 5.08-E)은 제조사에서 제공한 시험방법을 바탕으로 측정용기에 표시된 부분까지 퇴비를 약 50 g 채우고 이산화탄소와 암모니아 반응 패드를 꽂아 25°C에서 4시간 방치 후 색깔변화를 표준차트와 비교하여 분석하였다 (Kim et al., 2016). 종자발아시험은 시료 1 g에 증류수 50 mL 가하여 80°C에서 2시간 열수 침탕하였다. 추출된 용액은 여과한 후, 무 종자 (*Raphanus sativus* L.) 30립을 넣은 90 mm 페트리디시 (petri dish)에 가하여 상온에서 5일간 배양하여 발아율과 뿌리길이를 조사하였다. 대 조구는 추출용액 대신 증류수를 이용하여 동일하게 배양한 무 종자의 발아를 이용하였다. 종자발아지수 (Germination Index, GI)는 발아율 (Germination rate, GR)과 뿌리길이 (Root extension, RE)를 이용하여 지수화 한 것으로 다음의 식을 이용하였다 (Lee et al., 2015).

$$GI = (GR \times RE)$$

$$GR = (\text{발아율} / \text{대조구 발아율}) \times 100$$

$$RE = (\text{뿌리길이} / \text{대조구 뿌리길이}) \times 100$$

퇴비 분석 퇴비 시료의 분석은 농촌진흥청에서 고시한 비료의 품질검사방법 및 시료채취기준에 준하여 분석하였다(NAS, 2017). 수분함량은 105°C에서 5시간 건조하여 감량을 측정하였고 pH와 전기전도도는 시료와 증류수를 각각 1:10 (w/v)으로 혼합하여 1시간 교반 후 pH meter (Orion 5 star, Thermo Scientific, Singapore)와 EC meter (Orion star A222, Thermo Scientific, Indonesia)로 측정하였다. 유기물 측정은 회화법을 이용하였으며 600°C에서 약 2시간 가열한 후 강열함량을 계산하였다. 퇴비의 총 탄소와 질소는 자동원소분석기 (Vario Max CNS, Elementar, Germany)를 이용해 분석하였다. 또한 퇴비의 중금속 함량을 조사하기 위해 1 g의 시료를 삼각 플라스크에 취하여 진한 질산 20 mL을 가하고 하루 간 정치한 후 가열하여 건조시켰다. 또한 냉각 후 질산, 황산, 과염소산을 각각 10 : 1 : 4의 비율로 혼합한 Ternary solution 20 mL 가하여 분해 한 후 ICP-AES (Icap 7000, Thermo fisher scientific, USA)로 분석하였다(NAS, 2010).

통계처리 본 연구는 각 처리구에서 3반복으로 시료를 채취하여 진행하였으며 결과값은 평균과 표준편차를 구하여 one-way analysis of variance (ANOVA)와 최소 유의 차 검정 (Least Significant Difference, LSD)의 통계분석법을 통해 처리구간의 유의적인 차이 ($p < 0.05$)가 있는지 확인하였다. 통계적 분석은 Duncan test를 이용하였으며 SAS 9.2 소프트웨어로 분석하였다.

Results and Discussion

퇴비더미 온도변화 호기성 퇴비화에서 온도변화는 미생물의 대사활동의 지표로서 이용되며 최적온도는 45~55°C이다 (de Bertoldi et al., 1983). 본 연구의 퇴비화 과정 중 온도변화는 Fig. 1에 나타내었다. 분변토 첨가에 따른 퇴비화 과정 중 온도변화를 모니터링 한 결과, 대조구 (EC 0)를 제외한 모든 처리구에서 퇴비화 1일차부터 온도가 상승하였으며, 약 5일차에 최고점에 도달하였다. 그 후 서서히 온도가 하강하여 약 28일 이후로 분변토 처리구에서 퇴비 온도가 25~38°C의 대기온도와 유사하게 나타나면서 퇴비더미 온도는 일정하게 유지되었다. 분변토 첨가함에 따라 퇴비 더미의 최고온도는 70~75°C로 나타났고, 분변토 30% 첨가 시 퇴비더미의 온도는 가장 빠르게 상승되었다. 그러나 대조구는 퇴비화 기간 14일차에 퇴비더미의 최고 온도를 나타내었고, 이후 서서히 감소되다가, 퇴비화 30~40일 기간에 퇴비 온도가 50°C 부근으로 다시 상승한 이후에 서서히 감소되었다. 이러한 퇴비 더미의 온도 변화는 분변토 첨가에 따른 미생물 활성과 더불어 가수분해 효소의 활성이 높아진 결과로 여겨진다 (Fernandez-Gomez et al., 2013).

이와 같이 퇴비더미의 온도변화는 원료의 특성과 부자재와의 혼합비, 수분함량, 공기공급 조건에 의해 크게 달라질 수 있다 (Bueno et al., 2008; Yu and Chang, 1998). 음식물류 폐기물의 퇴비화에 대한 선행 연구결과를 참조한 결과, 대부분 퇴비화 5~7일째에 최고온도가 약 50~70°C까지 상승하였으며 20~30일 이후로 온도변화가 크게 나타나지 않았다 (Lee et al., 2017). Fig. 1과 같이, 음식물쓰레기 탈수케이크에 분변토 첨가는 퇴비화 시작 1~5일째에 퇴비의 온도를 약 70~78°C 까지 상승되어 음식물쓰레기 퇴비화 기간의 단축이 가능하였다. 음식물쓰레기 퇴비화는 퇴비원료에 혼합된 질소첨가 여부에 따른 차이가 더욱 크게 나타나, 초기 퇴비화 조건이 퇴비화에 많은 영향을 준 것을 알 수 있었다 (Chang et al., 2008; Lee et al., 2001; Park, 2003; Sohn et al., 1996).

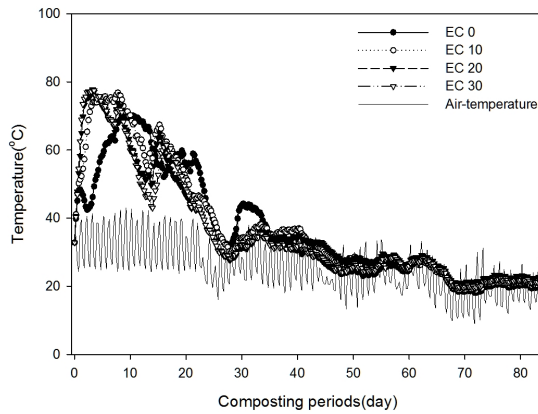


Fig. 1. Changes in temperature of compost piles during co-composting with the mixture of food waste and earthworm cast. EC means earthworm cast.

pH 및 EC 변화 퇴비화에서 pH는 퇴비부숙의 간접적 지표로 이용될 수 있으며, 퇴비화 미생물 활성의 최적범위는 6.0~9.0 정도이다 (Miller, 1992). 음식물류폐기물에서는 퇴비화 초기, pH는 산성을 나타내는 경우가 많은데 이는 퇴비화 과정에서 발생하는 유기산의 영향 때문이라는 선행 연구 결과가 있다 (Chang et al., 1995; Lee et al., 2004). 특히 이러한 낮은 pH에서는 퇴비화에 관여하는 세균, 방선균 등의 미생물 활성이 저해될 수 있다. 그러나 Fig. 2와 같이 본 퇴비화 시험의 pH의 경우, 초기에는 대조구인 음식물류와 톱밥을 혼합한 처리구 (EC 0%)에서 pH 6.95이었고, 분변토를 혼합한 처리구는 pH 6.94~7.02로 모두 중성 부근을 나타내었다. 퇴비화 과정에서 대조구는 퇴비화 21일차부터 급격히 상승하여 pH 7.45~7.63을 유지한 반면, 분변토 혼합 처리구는 퇴비화 28일까지 pH가 7.46~7.96으로 상승한 이후에 서서히 감소하는 경향을 보였다. 이때 pH의 상승은 에어펌프와 교반으로 인해 산소공급이 지속적으로 이루어져 호기적 조건이 유지되면서 시료 내의 유기산의 분해와 단백질로부터 암모니아의 생성이 진행되었기 때문이다 (Said-pullicino et al., 2007). 최종퇴비는 대조구에서 pH 7.47, 분변토 처리구에서 pH 7.22~7.85으로 분변토 혼합비율이 높아짐에 따라 pH는 감소되었지만, 안정화된 퇴비의 pH 인 7.0~8.0의 범위로 조사되어 (Joo et al., 2007) 퇴비화의 적정 pH가 유지된 것을 확인하였다.

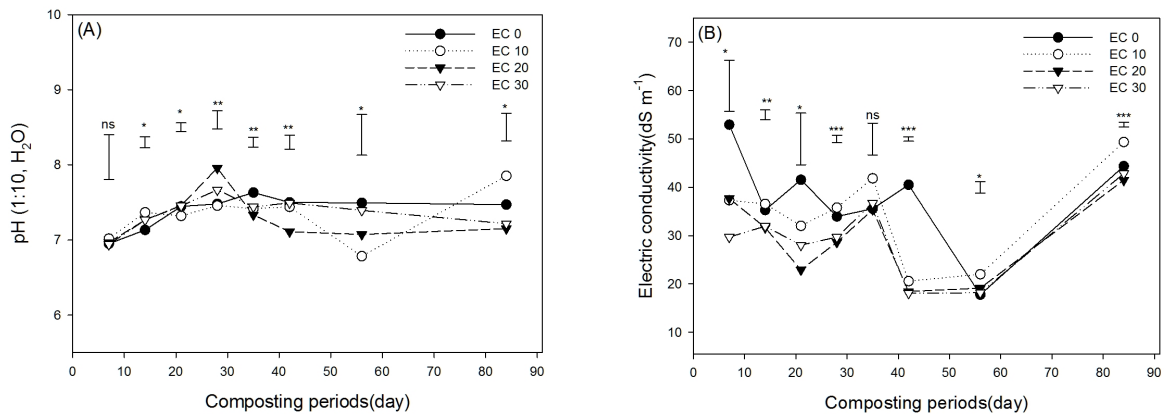


Fig. 2. Changes in pH and electric conductivity of compost piles during co-composting with the mixture of food waste and earthworm cast. Bar means least significant difference (*, **, and *** denote significance at 5.0%, 1.0%, and 0.1% levels, respectively).

퇴비화에서 전기전도도의 변화는 미생물에 의해 유기물이 분해되며 생성되는 이온들과 관련이 있으며 (Yun et al., 2012) 토양에 사용하였을 때 식물독성을 나타낼 수 있는 가능성을 평가할 수 있다 (Petric et al., 2012). 시험 초기 대조구의 전기전도도는 $44.4\sim 53.0\text{ dS m}^{-1}$ 로 나타났고, 분변토 처리구의 전기전도도는 퇴비화 초기에 혼합비율이 높아짐에 따라 전기전도도는 $29.7\sim 37.3\text{ dS m}^{-1}$ 으로 대조구에 비해 낮았지만, 분변토를 혼합한 최종 퇴비의 EC는 $42.8\sim 49.4\text{ dS m}^{-1}$ 으로 일반적인 퇴비의 EC 범위 ($25\sim 50\text{ dS m}^{-1}$)에 포함되는 것으로 조사되었다 (Chang et al., 2003).

총 탄소 및 염분함량 퇴비화에서 탄소는 미생물의 유기물 분해를 위한 에너지원으로 이용되며 미생물의 생장에 필요한 단백질 합성을 위해 질소가 이용된다 (Lee et al., 2004). 따라서 퇴비화 과정 동안 미생물에 의한 분해과정에서 이산화탄소 발생에 의하여 탄소함량이 감소하는 경향을 보이게 된다 (Chang et al., 1995). 본 연구의 퇴비화 기간 동안 초기 전탄소 함량에 비해 대조구는 3.3%, 분변토 첨가 처리구는 3.6~4.9% 감소되었다. 반면에 초기 전질소 함량에 비해 대조구는 44.4% 감소되었고, 분변토를 10%와 20% 첨가한 처리구는 각각 5.6와 4.3% 감소를 보인 반면에 분변토 30% 첨가 처리구는 전질소 함량이 7.8% 증가되었다 (Fig. 3). 특히 퇴비의 질소 감소는 pH증가에 의한 무기화된 암모니아 질소의 휘산이 촉진된 결과로 판단된다. 퇴비의 C/N비는 초기 21.4~27.8로 나타나 퇴비화에 적합한 C/N비 범위 25~35 부근으로 나타났으며 (Bernal et al., 2009), 퇴비화 과정에서 감소하여 시험 종료 후 대조구는 CN비가 29.6으로 가장 높았고, 분변토 첨가한 처리구는 24.5~27.2으로 대조구에 비해 낮았다. 이때 가장 많은 C/N 변화를 보인 처리구는 분변토 30%를 혼합한 처리구로 초기 27.8에서 최종 24.5로 감소하였다.

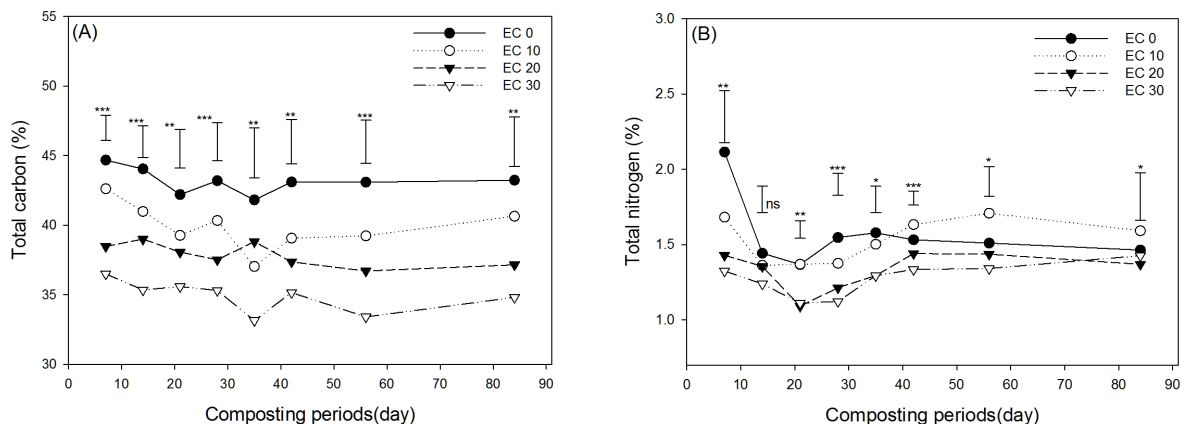


Fig. 3. Changes in pH and electric conductivity of compost piles during co-composting with the mixture of food waste and earthworm cast. Bar means least significant difference (*, **, and *** denote significance at 5.0%, 1.0%, and 0.1% levels, respectively).

퇴비부숙도 부숙된 퇴비는 미생물의 활동이 안정화 되고 식물독성을 나타내는 물질이 없는 퇴비로 미숙 퇴비에 서는 작물의 생장을 억제하게 된다 (Zucconi et al., 1985). 본 연구에서는 퇴비화 기간 동안에 비료의 품질검사방법 및 시료채취기준에 준하여 기계적 부숙도 측정방법인 Solvita와 종자발아시험을 이용하여 퇴비 부숙도 변화를 조사하였다 (Table 3). Solvita 부숙도 측정법은 퇴비의 암모니아와 이산화탄소 방출량을 조사하여 미생물에 의한 반응이 안정되었는지 확인함으로써 부숙도를 측정하는 방법이다. 부숙지수 (Maturity Index)에서 4~6은 부숙후기, 7~8은 부숙완료 단계로 4 이상일 때 부숙된 것으로 판정한다. Solvita를 이용한 분석결과, 대조구는 퇴비화 84일 기간에도 퇴비부

숙이 완료되지 않았고, 분변토 첨가는 퇴비의 부숙을 촉진시켰다. 분변토 10% 첨가한 처리구는 42일차, 분변토 20%와 30% 첨가한 처리구는 각각 56일차에 부숙완료로 판정되었다. 또한 무종자 (*Raphanus sativus* L.)를 이용한 발아 시험 결과, 발아율과 뿌리길이를 통해 산출한 발아지수 (GI) 70 이상을 만족한 퇴비화 기간은 대조구는 42일, 분변토 혼합 처리구는 각각 21~35일로 조사되었다. 특히 분변토의 혼합비율이 높아짐에 따라 발아지수 기준을 만족하는 퇴비화 기간이 단축되었는데, 이는 분변토 혼합 비율이 높아지면서 식물독성을 나타내는 물질의 분해가 촉진되었던 결과로 판단된다 (Yau and Murphy, 2000).

Table 3. Results of compost maturity test.

Maturity test	Treatments	Composting period (day)							
		7	14	21	28	35	42	56	84
Solvita	EC [†] 0	4	2	1	2	2	2	3	3
	EC 10	4	3	2	3	2	6	6	7
	EC 20	2	1	2	3	1	1	7	7
	EC 30	1	2	1	3	1	2	5	7
Germination index	EC 0	37	54	56	60	66	75	96	100
	EC 10	48	55	65	57	75	91	95	104
	EC 20	51	66	80	76	88	117	125	119
	EC 30	46	62	79	80	90	123	125	116

[†]EC, Earthworm cast.

퇴비품질 비료공정규격에 의하면 유기물은 퇴비의 주성분 필수함량으로서 최소 30% 이상이며 유기물/질소 비가 45 이하이어야 한다 (RDA, 2013). 본 연구에서 최종퇴비 품질 중 일반성분 특성은 Table 4에 나타내었다. 유기물함량은 60.0~74.5%로 분변토 첨가비율이 높아짐에 따라 감소하는 경향을 보였다. 대조구의 유기물/질소 비는 50.9이었고, 분변토 첨가 비율이 높아짐에 따라 유기물/질소 비는 각각 44.0, 44.8, 42.1 감소하였다. 선행 연구에서는 퇴비화 과정동안 퇴비의 유기물 함량과 유기물/질소 비는 감소하는 경향을 나타내는데 (Yun et al., 2012), 이러한 경향은 분변토 첨가 비율과는 부의 상관관계를 보였다. 퇴비에 포함된 염분함량은 작물의 수분흡수를 저해할 수 있다 (Hayward and Wadleigh, 1949; Shannon, 1997). 분변토의 혼합비율이 높아짐에 따라 최종 퇴비의 염분함량은 1.08, 0.91, 0.83%로 감소되었다. 특히 분변토 혼합은 음식물쓰레기의 퇴비화에 따른 염분함량을 완화할 수 있는 부자재로 활용 가능성이 높은 것으로 평가되었다.

중금속은 이동성이 적어 퇴비 사용에 의해 토양에 축적되어 작물에 위해성을 나타낼 수 있다. 비료 공정규격에서는 퇴비와 그 원료에 대해 As, Cd, Hg, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn의 중금속 함량 기준을 명시하고 있으며 각각의 함량 기준은 As 45 mg kg⁻¹, Cr 200 mg kg⁻¹, Cd 5 mg kg⁻¹, Cu 360 mg kg⁻¹, Ni 45 mg kg⁻¹, Pb 130 mg kg⁻¹, Zn 900 mg kg⁻¹, Hg 2 mg kg⁻¹이다 (RDA, 2013). 퇴비화 종료 후 최종퇴비에서 중금속 함량을 조사한 결과 (Table 5), As 0.66~1.96 mg kg⁻¹, Cd 0.37~0.98 mg kg⁻¹, Cr 6.6~36.9 mg kg⁻¹, Cu 13.9~36.9 mg kg⁻¹, Ni 2.0~14.5 mg kg⁻¹, Pb 5.0~24.1 mg kg⁻¹, Zn 45.3~216.5 mg kg⁻¹ (Hg 검출한계 이하)으로 모든 처리구에서 중금속 함량은 기준 미만으로 나타나 퇴비로서 안전한 것으로 나타났다. 그러나 퇴비품질 항목 중 유해성분으로 분류되는 중금속 함량은 분변토 혼합비율이 높아짐에 따라 증가하였는데, 이는 분변토에 포함된 유해성분의 함량이 영향을 미친 것으로 판단된다.

Table 4. Characteristics of compost after co-composting for 84 days.

Treatments	Moisture	OM [†]	TN [§]	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	NaCl
	----- (%) -----							
EC [†] 0	65.3	74.5	1.51	0.17	0.41	3.86	0.12	1.20
EC 10	63.1	70.1	1.71	0.20	0.57	5.02	0.30	1.17
EC 20	57.9	64.0	1.44	0.16	0.59	5.27	0.44	0.91
EC 30	56.0	60.0	1.34	0.15	0.65	6.38	0.56	0.83
LSD _{0.05}	2.24	5.25	0.19	0.02	0.09	1.49	0.14	0.12
Criteria	< 55	> 30	-	-	-	-	-	< 2.0

[†]EC, Earthworm cast; [‡]OM, Organic matter; [§]TN, Total nitrogen.

Table 5. Heavy metal contents of compost after co-composting for 84 days

Treatments	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	----- (mg kg ⁻¹) -----							
EC [†] 0	0.66	0.37	6.6	13.9	ND	2.0	5.0	45.3
EC 10	1.18	0.66	19.2	36.1	ND	6.3	14.2	120.5
EC 20	1.45	0.60	21.9	45.6	ND	9.4	12.6	149.6
EC 30	1.96	0.98	36.9	66.7	ND	14.5	24.1	216.5
LSD _{0.05}	0.24	0.19	7.89	4.69	ND	2.47	7.70	22.3
Criteria	45 >	5 >	200 >	360 >	2 >	45 >	130 >	900 >

[†]EC, Earthworm cast.

Conclusions

본 연구에서는 음식물쓰레기 퇴비화를 위한 부자재로써 분변토를 첨가하여 음식물쓰레기 퇴비특성을 평가하였다. 퇴비화에 따른 퇴비특성 변화를 확인하기 위해서 분변토 0, 10, 20, 30% (w/w) 혼합하여 처리하였으며, 84일 간 퇴비화를 진행하였다. 음식물쓰레기에 분변토 혼합비율의 증가는 퇴비더미의 최고온도 도달시간을 단축시켰다. pH는 모든 처리구에서 퇴비화 초기 7.0 부근에서 상승하여 최종 퇴비에서는 7.5 부근으로 조사되어 안정된 퇴비의 pH를 나타내었고, 전탄소 함량은 초기 37~45%에서 최종퇴비 35~40.0%로 소폭 감소하였다. 퇴비화 과정 중 분변토를 첨가한 처리구와 대조구를 비교하였을 때, 분변토 30%를 첨가한 처리구에서 퇴비화가 가장 활발하게 진행되었다. 퇴비화 완료 후 최종 품질 조사 결과 분변토 첨가가 높아질수록 유기물 함량과 유기물대 질소비는 낮추어 퇴비의 부숙을 촉진시켰고, 최종 퇴비의 염분함량을 0.8~1.0%을 낮출 수 있었다 또한 최종 퇴비에 함유된 중금속 함량은 분변토 혼합으로 다소 높아지는 경향을 보였으나, 비료공정규격 기준을 만족하였다. 본 연구 결과 음식물쓰레기에 분변토의 적절한 첨가는 음식물쓰레기 퇴비품질을 향상시킬 수 있는 부자재로써 활용이 가능할 것으로 평가되었다. 향후 음식물쓰레기와 분변토를 혼합한 퇴비의 사용에 따른 작물 영향평가가 필요할 것으로 판단된다.

Acknowledgement

This study was supported by research project of National Institute of Agricultural Science (PJ010925012017), Rural Development Administration, Republic of Korea.

References

- Brix, H. and B.K. Sorrell. 1996. Oxygen stress in wetland plants: comparison of de-oxygenated and reducing root environments. *Funct. Ecol.* 10:521-526.
- Bueno, P., R. Tapias, F. López, and M.J. Díaz. 2008. Optimizing composting parameters for nitrogen conservation in composting. *Bioresour. Technol.* 99(11):5069-5077.
- Chang, K.W. and Y.S. Yu. 2003. Composting of small scale static pile by addition of microorganism. *J. Korean Org. Resour. Recycl. Assoc.* 11(1):149-153.
- Chang, K.W., I.B. Lee, and J.S. Lim. 1995. Changes of physicochemical properties during the composting of Korean food waste. *J. Korean Org. Resour. Recycl. Assoc.* 3(1):3-11.
- Chang, K.W., J.H. Hong, J.J. Lee, K.P. Han, and N.C. Kim. 2008. Evaluation of compost maturity by physico-chemical properties and germination index of livestock manure compost. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 41(2):137-142.
- Cox, H.H.J., H.J. Doddema, W. Harder, and F. J. Magierlsen. Influence of the water content and water activity on styrene degradation by *exophiala jeanselmei* in biofilters. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 45:850-857.
- De Bertoldi, M.D., G.E. Vallini, and A. Pera. 1983. The biology of composting: a review. *Waste Manag. Res.* 1(2): 157-176.
- De Laune, R.D., S.R. Pezeshki, and J.H. Pardue. 1990. An oxidation-reduction buffer for evaluating physiological response of plants to root oxygen stress. *Environ. Exp. Bot.* 30:243-247.
- Fernandez-Gomez, M.J., Diaz-Ravina, E. Romero, and R. Nogales. 2013. Recycling of environmentally problematic plant wastes generated from greenhouse tomato crops through vermicomposting. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 10:697-708.
- Gambrell, R.P., and W.H. Patrick. 1978. Chemical and biological properties of anaerobic soils and sediments. p. 375-423. In D.D. Hook and R.M.M. Crawford (Eds.) *Plant life in anaerobic environments.* Ann Arbor Science.
- Hayward, H.E. and C.H. Wadleigh. 1949. Plant growth on saline and alkali soils. *Adv. Agron.* 1:1-38.
- Joo, J.H., D.H. Kim, J.H. Yoo, and Y.S. Ok. 2007. The Effect of some amendments to reduce ammonia during pig manure composting. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 40(4):269-273.
- Lee, C.H., B.G. Ko, M.S. Kim, S.J. Park, S.G. Yun, and Taek-Keun Oh. 2016. Effect of food waste compost on crop productivity and soil chemical properties under rice and pepper cultivation. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 49(6):682-688.
- Lee, C.H., K.K. Ko, S.C. Kim, S.C. Kim, J.S. Sung, Y. Shinogi, and T. K. Oh. 2017. Characteristics of food waste composting with various particle sizes of sawdust. *J. Fac. Agric., Kyushu Univ.* 62(1):123-129.
- Lee, C.H., S.J. Park, M.S. Kim, S.G. Yun, B.G. Ko, D.B. Lee, S.C. Kim, and T.K. Oh. 2015. Characteristics of compost produced in food waste processing facility. *CNU J. Agric. Sci.* 42(3):177-181.
- Lee, I.B., C.K. Park, and P.J. Kim. 2001. Study on the lowering of NaCl content by co-composting food wastes. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 34(1):17-25.
- Lee, S.E., H.J. Ahn, S.K. Youn, S.M. Kim, and K.Y. Jung. 2000. Application effect of food waste compost abundant in NaCl on the growth and cationic balance of rice plant on paddy soil, *Korean J. Soil Sci. Fert.* 33(2):100-108.

- Lee, Y.S., H.K. Choi, J.K. Kim, Y.H. Lee, K.T. Chung, J.S. Roh, and M.G. Suh. 2004. Optimum mixing ratio of sewage sludge during composting of food wastes. *J. Korean Environ. Health* 30(5):366-373.
- Lim, S.L., Lee, L.H., and Wu, T.Y. 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *J. Clean. Prod.* 111 (Part A), 262-278.
- Miller, F.C. and F.B. Metting Jr. 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. *Soil. Microb. Ecol. Appl. Agric. Environ. Manag.* 515-544.
- Nam, Y., S.H. Yong, and K.K. Song. 2010. Evaluating quality of fertilizer manufactured (livestock manure compost) with different sources in Korea. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 43(5):522-527.
- Park, S.H. 2003. Comparison of effects of chaff and sawdust on aerobic composting of food wastes. *J. Korean Environ. Health* 29(3):28-34.
- Petric, I., A. Helić, and E.A. Avdić. 2012. Evolution of process parameters and determination of kinetics for co-composting of organic fraction of municipal solid waste with poultry manure. *Bioresour. Technol.* 117:107-116.
- Rorat, A., H. Suleiman, A. Grobelak, A. Grosser, M. Kacprzak, B. Płytycz, and F. Vandembulcke. 2015. Interactions between sewage sludge-amended soil and earthworms-comparison between *Eisenia fetida* and *Eisenia andrei* composting species. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(4):3026-3035.
- Rural development administration (RDA). 2013. Sampling and analysis methods for fertilizer.
- Said-Pullicino, D., F.G. Erriquens, and G. Gigliotti. 2007. Changes in the chemical characteristics of water-extractable organic matter during composting and their influence on compost stability and maturity. *Bioresour. Technol.* 98(9):1822-1831.
- Shannon, M.C. 1997. Adaption of plants to salinity. *Adv. Agron.* 60:75-120.
- Sharma, K. and V. Garg. 2017. Management of food and vegetable processing waste spiked with buffalo waste using earthworms (*Eisenia fetida*). *Soil. Pollut. Res.* 24(8):7829-7836
- So, K.H., K.S. Seong, M.C. Seo, and S.G. Hong. 2007. Environmental impacts of food waste compost application on paddy soil. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 40(1):85-94.
- Sohn, B.K., J.H. Hong, and K.J. Park. 1996. Comparative studies on static windrow and aerated static pile composting of the mixtures of cattle manure and rice hulls: I. Variation of Physico-chemical Parameters. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 29(4):403-410.
- Yau, P.Y. and R.J. Murphy. 1998. International horticultural congress, Part 7: Quality of Horticultural Products. p. 275-278. In H. Herregods (ed.) International Society for Horticultural Science. Brussels, Belgium.
- Yoo, S.K. and E.Y. Lee. 2007. Application of earthworm casting-derived biofilter media for hydrogen sulfide removal. *J. Korean Soc. Environ. Eng.* 29(7): 820-825.
- Yu, Y.S. and K.W. Chang. 1998. Changes of physicochemical properties of paper mill sludge and sewage sludge mixed with various ratios of a bulking agent during composting. *J. Korean Org. Resour. Recycl. Assoc.* 6(2):45-57.
- Yun, H.B., Y.J. Lee, M.S. Kim, S.M. Lee, Y.U. Lee, and Y.B. Lee. 2012. Composting of pig manure affected by mixed ratio of sawdust and rice hull. *Korean J. Soil Sci. Fert.* 45(6):1032-1036.
- Zucconi, F., A. Monaco, M. Forte, and M.D. Bertoldi. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Applied Science Publishers, London, England.