

## 밀폐형 Bench-scale reactor에서의 우분 퇴비화시 Aeration이 생물학적 활성에 미치는 영향

강항원 · R.H. Zhang<sup>1)</sup> · 박향미 · 고지연 · 이인구<sup>2)</sup> · 박경배  
농촌진흥청 영남농업시험장, <sup>1)</sup>캘리포니아대 생물농공과, <sup>2)</sup>경북대 농화학과

### Effects of Aeration on Biological Activities During Composting of Dairy Manure in Enclosed Bench-Scale Reactor

Hang-Won Kang, and Ruihong Zhang<sup>1)</sup>, and Hyang-Mee Park, Jee-Yeon Ko, and In-Koo Rhee<sup>2)</sup>, and Kyeong-Bae Park (National Yeongnam Agricultural Experiment Station, RDA, Milyang, 627-130 ; <sup>1)</sup>Dept. of Biological and Agricultural Eng., University of California, Davis ; <sup>2)</sup>Dept. of Agricultural Chemistry, Kyungpook National University, Taegu, 702-701)

**Abstract** : This experiment used the enclosed bench-scale reactors of 242 liters was conducted to obtain basic data on temporal and spatial variations in temperature, oxygen and moisture content, which were important factors of biological activities, during composting of mixture of dairy manure and rice straw. The reactors with thermocouples, oxygen sensor and datalogger were aerated at four different rates of 0.09, 0.18, 0.90 and 1.79 l min<sup>-1</sup> kg dry solids<sup>-1</sup>.

The higher aeration rates were, the faster the rates of increase and decrease in composting temperature were in both of initial and turnover stage, and the smaller the temperature difference between exhaust air and composting materials. Composting temperature of initial stage increased suddenly in all aeration rates, then stationary phase of temperature in materials and exhaust air showed at 50~53°C for 5 hours and at 45°C between 5 and 15 hours, respectively. In initial stage the maximum temperature was decreased with increasing aeration rates but in the stage after turnover it was the opposite except for 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup>. Time arrived at the maximum temperature of composting materials was later in low-aeration rates than high-aeration rates at both stages. Time maintained high-temperature more than 45°C was rapidly decreased with increasing aeration rates. In initial stage of composting maintaining time of 65°C or more was the longest in the treatments of 0.09 and 0.18 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup>, while those of 55~65°C and 45~55°C was in 0.90 and 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup>, respectively. The minimum oxygen content and the maximum oxygen consumption rate in exhaust air through composting materials showed the increased trends with increasing aeration rates. In initial stage the minimum oxygen content was ranged from 0.9% to 7.4% for 32 to 59.5 hours and the maximum oxygen consumption rate was 1.89~6.48 gh<sup>-1</sup>kgVS<sup>-1</sup>. In the stage after turnover their levels were 2.1~19.9% and 1.76~3.49 g/h-kg VS, respectively, for 16 to 49.5 hours.

**Key words** : Bench-scale reactor, Livestock manure, Rice straw, Aeration rate, Biological activity

## 서 론

유기성 고형폐기물, 유해성 폐기물 및 오염수의 처리와 같은 환경적인 문제를 해결하기 위하여 생물학적 방법을 이용코자 하는 관심이 고조되고 있다. 이들 중 가축분뇨와 같은 유기성 고상 폐기물의 처리를 위하여 상당한 주목을 받아 왔던 생물학적 과정의 하나가 호기적 분해방법을 이용하는 퇴비화이다.

최근 고형 폐기물의 배출 및 처리비용이 증가함에 따라 퇴비화는 유기성 폐기물의 안정화처리를 위한 일반적인 선택사항이 되고 있으며, 퇴비화 과정의 최종산물인 퇴비는 토양 이화학적 및 생물성의 증대, 식물병원균의 억제, 생물학적 여과(biofiltration) 및 오염원복원(bioremediation)을 위한 매체로써 이용하기 위한 많은 연구가 수행되고 있다<sup>4,7,8,25)</sup>. 이러한 연구의 결과가 퇴비사용을 권장하고 있지만, 퇴비화 과정의 자체에서 배출되는 다량의 악취 및 퇴비 질

의 저하로 인한 안전성 결여와 같은 문제에 부딪히고 있다. 이러한 문제들은 퇴비화 과정내에서의 생물학적 활성 및 질량이동에 대한 충분한 이해를 하지 못한데서 기인된다고 하겠다.

퇴비화 과정의 분석 및 모델링을 통하여 열과 질량이동에 대한 연구<sup>1,10,11,24)</sup>가 다소 이루어져 왔지만, 생물학적 활성에 대한 적절한 분석이 미흡하였을 뿐만 아니라 온도, 수분 및 기질과 같은 환경적 물리적 변수들에 의한 영향 분석이 미흡한 실정이다. 따라서 생물학적 활성에 관여하는 요인들의 공간적 일시적인 변화를 측정함으로써 열의 발생, 악취의 발생 및 퇴비의 질에 대한 이해를 용이하게 할 것이며, 온도 및 산소 소비율이 급격하게 변화하는 퇴비화의 특성 때문에<sup>24)</sup> 생물학적 활성에 대한 지속적인 모델링, 분석 및 시스템 조절 연구 등이 필요하다.

퇴비화 효율성에 영향을 주는 수 많은 요인중 물리화학적 요인은 온도, 수분, pH 수준, 산소, 암모니아 등으로<sup>14)</sup> 이러한 요인들은 퇴비화 과정에 서로 결부되어 있을 뿐만 아니라 미생물 활성에 지대한 영향을 끼친다. 이러한 생물학적 활성에 미치는 요인들을 보다 더 면밀히 이해하기 위한 일반적인 방법은 bench 및 pilot-scale 수준에서 invessel 분해연구를 수행하는 것이다. 공기주입량<sup>1,3,13,16,23)</sup>, 온도<sup>1,5,16,23)</sup>, 수분함량<sup>1,5,21,23)</sup>과 같은 퇴비화 과정중의 변수들을 평가하는데 두 형태 모두 이용되고 있으며, 또한 bulking agent<sup>2,15)</sup>, recycle ratio<sup>9,17)</sup>, 탄질율<sup>12,16)</sup>, 입자크기<sup>16)</sup>와 같은 재료특성을 평가하는데도 사용되어 왔다.

따라서 본 연구에서는 가축분뇨의 퇴비화시 밀폐형 bench-scale reactor(242 l)에서의 공기주입량에 따른 생물학적 활성변수를 측정하기 위하여 반응조내의 퇴적물 및 공기배출구에 설치한 thermocouples 및 oxygen sensor를 datalogger에 연결하고 부속 및 배출가스의 온도측정과 미생물에 의한 산소소비율을 지속적으로 모니터링함으로써 일시적이고 공간적인 생물학적 변화를 이해함과 동시에 퇴비화 촉진 및 양질의 퇴비생산을 위한 기초자료를 얻고자 본 시험을 행하였다.

**재료 및 방법**

**퇴비화 시료의 특성 및 퇴적물의 혼합**

퇴비화의 주원료는 캘리포니아대학(University of California, Davis, USA) 내에 있는 Dairy Cattle Facility에서 채취한 신선한 우분으로 냉장보관(4℃)하여 사용하였고, bulking agent는 벧짚을 Mixer Grinder(Mix Mill®)로 약 10mm 의 크기로 절단하여 사용하였다. 퇴적 혼합물의 초기 수분함량을 65%로 조절하기 위하여 우분과 벧짚의 수분함량을 측정한 후 약 1 : 8.3 (가축분 : 벧짚, w/w)로 혼합하고, 각각의 퇴비화 반응조에 약 16kg씩 적재하여 공

기주입 처리를 하였다.

퇴비화 실험에 사용한 퇴비화 원료 및 혼합물의 이화학적 특성은 표 1과 같았다. 퇴비화 혼합물의 C/N율은 15.3으로 낮은 반면, pH는 9.38로 높은 알칼리성을 보였으며, 휘발성 고체성분은 75.9% 이었다.

퇴적물의 뒤집기 작업은 퇴비화 개시후 285시간째에 반응조 뚜껑을 해체하여 수작업으로 혼합하고 즉시 뚜껑을 덮은 후 공기주입 처리를 하였으며, 퇴비화 574.5시간 후 공기주입 처리를 중단하여 인위적인 후숙기간을 두었다.

Table 1. Physico-chemical properties of raw and mixture materials experimented

Area	Moisture (%)	Total carbon(%)	Total nitrogen(%)	C/N ratio	pH (1:10)	EC (dsm <sup>-1</sup> )	Volatile solids(%)
Dairy manure	72.2	41.6	3.0	13.9	8.11	22.1	76.3
Grinded rice-straw	5.0	38.2	0.6	63.7	-	-	79.9
Mixed materials	65.0	41.2	2.7	15.3	9.38	19.4	75.9

**밀폐형 bench-scale reactor 제작 및 실험체계**

생물학적 활성에 영향을 주는 요인들의 동태를 파악하기 위하여 그림 2와 같이 실험 실 규모의 퇴비화 반응조를 제작하였다. 그 본체는 14인치 PVC 파이프를 높이 24인치로 절단하고 공기주입구 및 배출구, 시료채취 구멍을 뚫었으며, 본체의 상단부분과 중간부분에 구멍을 뚫어 1/4인치 스테인레스 관을 설치하고 그 속으로 thermocouple을 연결하여 퇴적물의 발효온도와 배출가스의 온도를 측정하였다. 외부온도에 대한 영향을 최소화하기 위하여 본체둘레와 두껍부분을 단열재(Closed Cell Foam)으로 감쌌으며, 뚜껑은 배출가스가 새지 않도록 O ring을 설치하여 볼트로 본체와 연결하였다. 퇴적물을 지지하고 있는 screen은 철판에 직경이 아주 작은 구멍을 많이 뚫어 주입공기가 퇴적물 밑부분에 고루 퍼질 수 있도록 하였으며, 실험중 가스 누출방지를 위하여 먼저 반응조에 물을 채운 후 누수현상이 있는지 확인하여 아교로 모든 이음부분을 접착하였다.

퇴비화 실험 중 퇴적물의 수분을 유지하기 위하여 humidifier을 air pump와 연결함으로써 반응조 내의 퇴적물에 습도가 높은 공기가 주입되도록 하였으며, 공기주입량은 flow meter(Dwyer Instruments, Inc., Michigan city, Ind, USA)로 조절하였다. 퇴비화시 소모되는 산소와 부속 및 배출가스의 온도를 모니터링하기 위하여 oxygen sensor와 thermocouples를 datalogger에 연결하여 자료를 집적하였다. 악취가스의 배출을 방지하기 위하여 최종 배출가스를 증류수 trap을 통과시킨 후 대기로 배출하였다. 상기의 실험체계를 요약하면 다음과 같다.

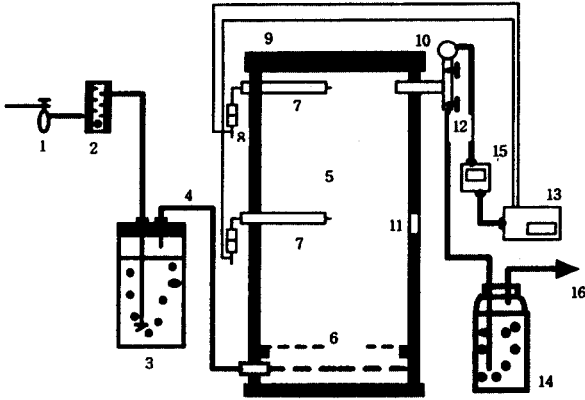


Fig 1. Schematic diagram of the enclosed bench-scale system where 1;pressure regulator, 2;flow meter, 3;humidifier, 4;insulated inlet air line, 5;HDPE bench-scale reactor, 6;perforated plate screen, 7;stainless steel tubes containing thermocouple wires, 8;thermocouple joint for connecting with datalogger, 9;insulation, 10;oxygen sensor, 11;sampling port, 12;exhaust line, 13;datalogger, 14;gas waste trap, 15;oxygen monitor.

Air pump → Flow meter → Humidifier → Reactor → Thermocouples & Oxygen sensor → Datalogger → Computer

**발효온도 및 배출공기의 온도 측정**

온도는 구리제질로 된 constantan thermocouple wire(PP-T-24, Omega Engineering, Stamford, CT, USA)를 사용하여 측정하였는데 각 thermocouples의 끝은 퇴비화 동안 부식방지를 위하여 용접하고 epoxy resin으로 코팅하였다. 각 thermocouples를 stainless steel 관을 통하여 퇴적물 중간과 공기배출 부분에 설치하고 퇴비화 기간중의 온도를 연속적으로 모니터링하였다.

**산소농도 및 산소 소비율의 측정**

가축분의 퇴비화 실험에서 공기주입율에 따른 배출산소의 농도는 NeuwGhent Technology(LaGrangeville, NY, USA)사에서 개발된 Gas sensing probes를 사용하여 모니터링 하였으며, 퇴비화 과정중의 미생물에 의한 산소 소비율<sup>20)</sup>은 다음 식에 의하여 계산하였다.

$$R_{O_2,i} = m(f_{O_2,i-1} - f_{O_2,i})/\rho VS(\Delta V)$$

여기서  $R_{O_2,i}$  = rate of oxygen consumption between position  $i-1$  and position  $i$  ( $g O_2/h/kg-VS$ )  
 $m$  = mass flow rate of dry air ( $g$  dry air/h)  
 $f_{O_2,i-1}$  = mass fraction of  $O_2$  in air at position  $i-1$  ( $g O_2/g$  dry air)  
 $f_{O_2,i}$  = mass fraction of  $O_2$  in air at position  $i$  ( $g O_2/g$

dry air)

$\rho VS$  = bulk density of volatile solids ( $kg \cdot VSm^{-3}$ ) 이다.

**자료획득 시스템**

발효온도 및 배출 산소농도의 모니터링 자료는 computer data acquisition system으로 datalogger(CR21x)를 사용하여 측정하였고, 그 시스템은 각 반응조에서 2지점의 온도 측정과 1지점의 산소측정을 할 수 있도록 디자인하였다. Data acquisition program은 하나의 저장화일에 4개의 reactor로부터 측정된 온도 및 산소량을 30분마다 평균하여 기록되게 하였다.

**퇴비화 원료의 이화학적 및 퇴적물의 수분 분석**

퇴비화 원료의 pH 및 전기전도도(EC)는 시료 무게에 대하여 증류수를 10배 가하여 희석하고 잘 혼합한 후 30분이 경과한 다음 pH/Conductivity meter(Accumet, Fisher Scientific Inc.)로 측정하였고, 전질소 함량은 시료를 습식 분해한 후 Kjeidahl법으로, 전탄소 함량은 Tyurin법으로 분석하였다. 퇴비화 원료 및 퇴적물의 수분함량, Volatile solids 분석은 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater(1985)에 준하였다.

$$Moisture(\%) = (g \text{ wet sample} - g \text{ dry sample}) \times 100 / g \text{ wet sample}$$

$$Total \text{ solids}(\%) = (100 - ((g \text{ wet sample} - g \text{ dry sample}) \times 100) / g \text{ wet sample})$$

$$Volatile \text{ solids}(\%) = (g \text{ dry solids} - g \text{ ash}) \times 100 / g \text{ dry solid}$$

**결과 및 고찰**

**부숙 및 배출온도의 단계별 변화양상**

밀폐형 bench-scale reactor에서 thermocouple과 datalogger를 이용하여 가축분 및 볏짚분말의 혼합물에 대한 부숙 및 배출온도를 초기단계와 뒤집기 후의 단계별로 살펴 본 결과는 그림 2와 3과 같았다. 퇴비화 초기단계에 있어서 공기주입량에 따른 배출공기 및 퇴적물의 온도변화(그림 2)는 모든 퇴비화 연구에서 보고된 바와 같이 중온에서 고온으로의 온도변화가 급속히 증가하였는데, 이러한 온도 변화는 일반적으로 퇴비화 과정의 개시후 10시간에서 30시간 내에 발생한다<sup>20)</sup>. 본 실험에서는 그 보다 다소 빠르게 진행되었는데 이는 퇴비화 원료 및 초기 함수율이 상이한 결과에서 비롯된 것으로써, 다른 원료에 비하여 가축분은 미생물 영양분이 충분할 뿐만 아니라 퇴적물의 초기 C/N율이 15.3으로 낮아(표 1) 미생물이 쉽게 분해 이용할 수 있는 질소원 등의 영양요소들이 많았기 때문으로 판단된다. 공기주입량 처리에 상관없이 공기주입 즉시 아주 짧

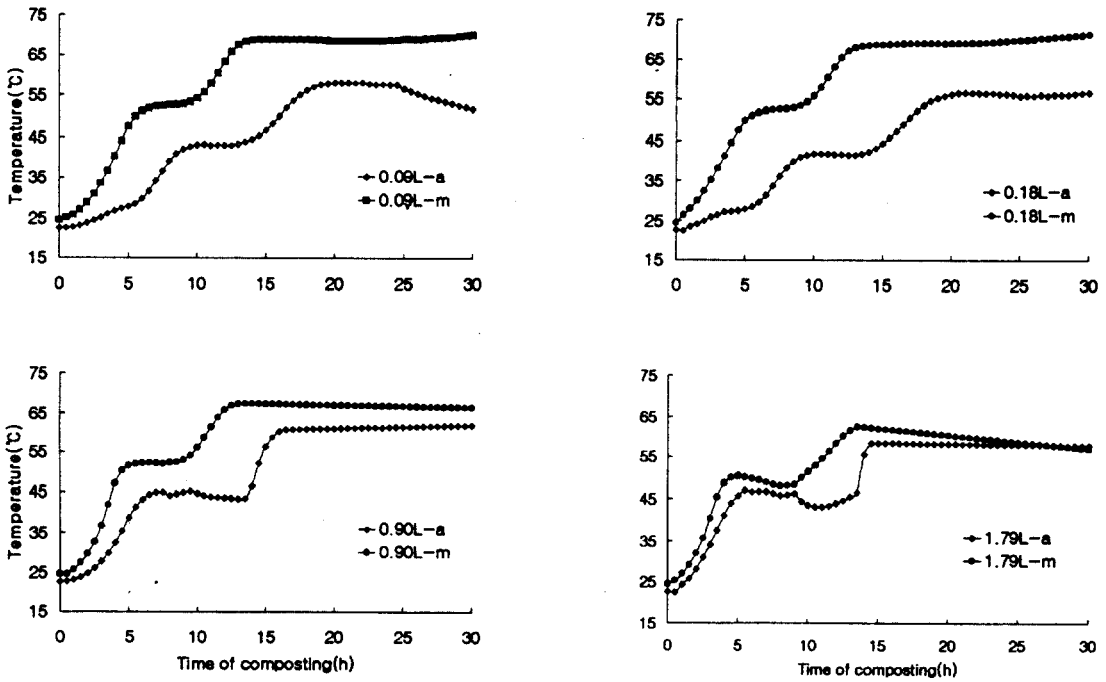


Fig 2. Temperature profiles of initial stage obtained in composting materials and exhaust air by aeration rates. a; exhaust air, m; materials

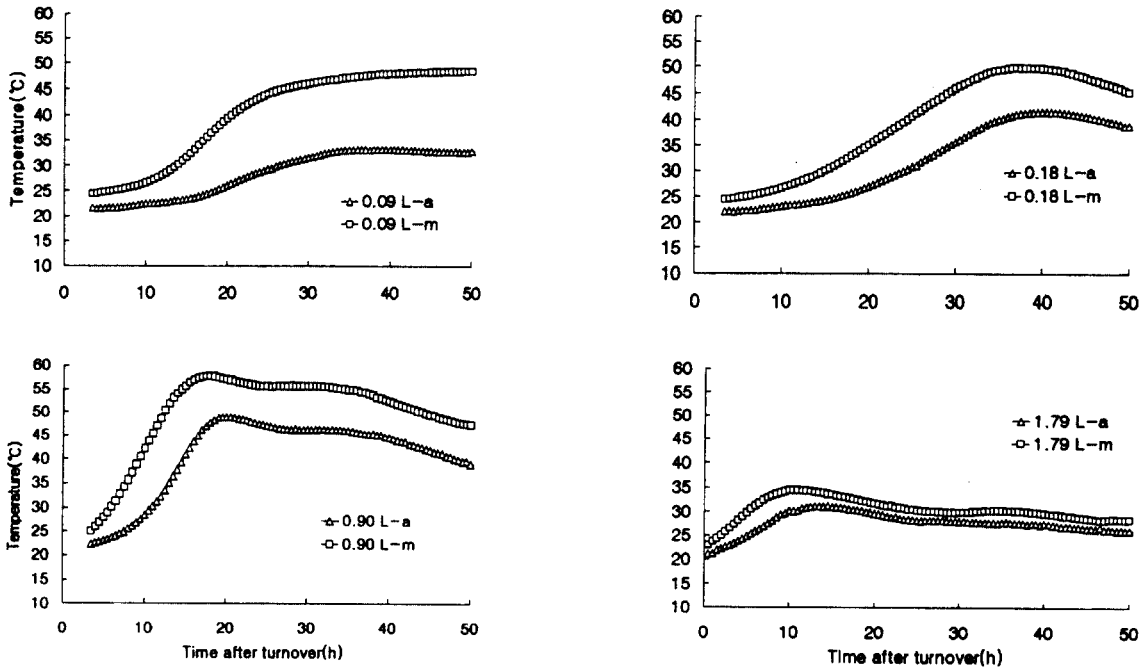


Fig 3. Temperature profiles of second stage after turnover obtained in composting materials and exhaust air by aeration rates. a; exhaust air, m; materials

은 시간의 온도 유도기(lag phase) 및 대수기(log phase)를 거친 후, 온도 정지기(stationary phase) 현상을 보였다. 단 한번의 온도 정지기는 퇴적 혼합물의 경우 50~53°C에서 약 5시간 동안 그리고 배출공기의 경우는 45°C에서 약 5시간에서 길게는 15시간 동안 나타났으며, 그 후 다시 온도

대수기 현상을 보였다. 이러한 온도 정지기가 고온으로 접어들기 전에 한 번 나타났던 것은 퇴적물의 분해를 위한 중온성 미생물의 활성이 감소 및 사멸됨과 동시에 고온성 미생물의 활성이 증가하기 위한 고온유도기의 전환 시점으로 생각된다.

퇴비화 개시후 배출공기와 퇴적물 온도와의 차이는 0.09와 0.18 l min<sup>-1</sup>kg drysolids<sup>-1</sup>의 낮은 공기주입량 처리에서는 큰 차이를 보인 반면, 공기주입량이 많은 0.90, 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리에서는 차이가 없었다. 또한 부숙초기(약 50~53℃까지)의 온도증가 속도는 공기주입량이 많을수록 빨랐으나 초기 peak에서의 온도 정지기는 길게 나타났으므로 두 번째 peak의 대수기 시점까지 소요시간은 모든 처리에서 약 10시간으로 비슷한 경향을 보였다.

뒤집기 이후의 배출온도 및 퇴적물의 온도변화는 그림 2에서와 같이 퇴비화 초기단계에 비하여 온도 유도기가 길었고 온도 증가속도도 다소 늦은 결과를 보였다. 이는 가축분 및 볏짚 혼합물에 함유되어 있는 이분해성 물질 즉 당류, 단백질, 전분 등과 같은 미생물에 의해 분해가 용이한 물질이 퇴비화 초기단계에 대부분 분해되므로 뒤집기 이후 단계에서는 분해가 다소 어려운 셀룰로오스, 헤미셀룰로오스 및 리그닌 등의 난분해성 물질이 잔존되어 미생물적 분해이용이 늦기 때문이라 생각된다. 공기주입량별 온도증가 및 감소 정도는 퇴비화 초기단계와 같이 공기주입량이 많을수록 빨랐으며 뒤집기 이후의 전반적인 온도는 0.90 > 0.09 > 0.18 > 1.79 l min<sup>-1</sup>kg drysolids<sup>-1</sup>순으로 낮아지는 경향을 보였다. 다른 처리에 비하여 0.90 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리에서 가장 온도가 높았던 이유는 퇴비화 초기단계에서 유기물의 미생물적 분해율이 낮아 뒤집기시까지 이분해성 물질이 많이 잔존되어 있었기 때문이며, 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리에서는 과도한 공기주입으로 인한 퇴적물의 건조 즉 미생물의 분해활성에 부적합한 수분에 기인되어 처리중 가장 낮은 온도를 나타내었다고 생각된다.

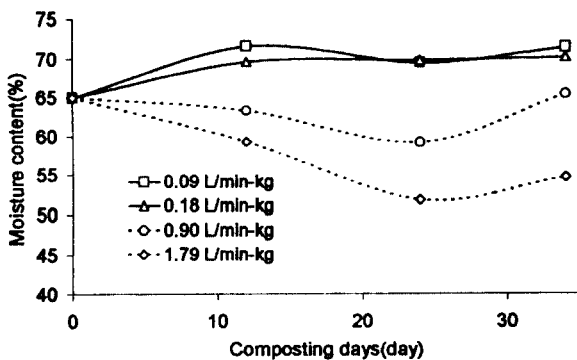


Fig 4. Moisture content obtained from composting materials by aeration rates

#### 퇴비화 단계별 최대온도 및 최대온도 도달시간

표 2에서는 우분과 볏짚 혼합물의 퇴비화 기간중 공기주입량에 따른 초기단계 및 뒤집기 이후 단계의 최대온도와 그 온도수준의 도달시간을 퇴적물 및 배출공기별로 나타내었다. 초기단계에 있어서 퇴적물의 최대온도는 공기주입량

이 많을수록 감소하는 경향이었고, 뒤집기이후 단계에서는 공기주입량이 과다한 1.79 l min<sup>-1</sup>kg dry solids<sup>-1</sup>처리를 제외하고는 공기주입량이 증가함에 따라 최대온도도 증가하는 경향을 보였다. 이러한 퇴비화 초기단계에서의 결과는 VanderGheynst 등<sup>20)</sup>이 0.06~0.63 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 범위에서의 공기주입량 실험에서 공기주입량이 많을수록 최대온도는 감소한다는 보고와 유사하였으나, 뒤집기 이후 단계에 있어서는 초기단계와 상이한 경향을 보였다. 공기주입량 처리간의 퇴적물 최대온도는 초기단계에서는 0.18 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup>에서 72.6℃로 가장 높았고 뒤집기 이후 단계에서는 0.90 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup>에서 57.7℃로 가장 높았으며 처리간 최대온도 차이가 초기단계에서 약 10℃, 뒤집기 이후 단계에서는 약 13℃로 나타남으로써 공기주입량이 최대온도에 상당한 영향을 끼칠 것이며, 또한 공기주입의 강약으로 부숙온도를 조절할 수 있을 것으로 생각된다.

배출공기와 퇴적물의 최대온도의 격차는 초기단계에 있어서는 4.1~14.2℃ 범위, 뒤집기이후 단계에 있어서는 3.2~14.9℃ 범위로 퇴적물의 온도가 높았으며, 처리간에는 공기주입량이 적을수록 그 격차는 커지는 경향이였다. 특히 1.79 l min<sup>-1</sup>kg dry solids<sup>-1</sup>처리에서는 배출공기와 퇴적물 최대온도의 격차가 없었는데 이는 그 수준의 공기주입량이 퇴비화에는 부적합하다는 것을 입증함을 알 수 있었다.

최대온도 도달시간에 있어서 퇴적물의 초기단계는 0.90 및 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리에서 13.5시간으로 빨랐고, 0.09 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리에서 38.5시간으로 가장 늦어 공기주입량이 증가함에 따라 최대온도 도달시간이 빨라지는 부의 관계를 보였으나 배출공기에 있어서는 일정한 경향을 보이지 않았다. 뒤집기이후 단계에 있어서도 퇴적물 12.5~53.0시간 범위, 배출공기 16.5~60.5시간 범위로 공기주입량이 증가함에 따라 최대온도 도달시간은 급속히 감소하였는데, 이러한 결과는 VanderGheynst 등<sup>20)</sup>의 공기주입량이 증가함에 따라 최대온도 도달시간은 감소한다는 보고와 같았다.

#### 퇴비화 단계별 고온 유지시간

퇴비화 기간중 고온을 유지한 시간을 측정하여 공기주입량에 의한 고온정도별 고온성 미생물의 활성 지속시간을 측정된 결과는 표 3과 같다. 중온성미생물의 활성이 중단되거나 감소하고 고온성 미생물의 활성이 증가하는 45℃ 이상의 고온이 시작되는 시점은 초기단계에서는 3.5~5.0시간의 짧은 시간에 도달하였고 공기주입량이 많을수록 그 온도수준에 도달하는 시간이 빠른 반면 고온 지속시간은 짧았다. 뒤집기 이후의 단계에서는 10시간부터 28.5시간으로 초기단계에 비하여 45℃ 이상의 고온에 도달하는 시간이 상당히 늦어지는 경향을 보였으나 공기주입량과 고온 도달시간 및 유지시간과는 상관을 보이지 않았다.

대부분의 병원균이 사멸한다는 온도<sup>20)</sup>인 55℃에 도달하

Table 2. Maximum temperature and time of maximum temperature of initial and second stage after turnover observed during composting

Aeration rate l min <sup>-1</sup> kg dry solids <sup>-1</sup>	Initial stage				Second stage after turnover			
	Tmax.(°C)		Time of Tmax.(h)		Tmax. (°C)		Time of Tmax. (h)	
	Material	air	Material	air	Material	air	Material	air
0.09	72.0	58.0	38.5	20.5	48.7	33.8	53.0	60.5
0.18	72.6	58.4	36.5	39.5	49.8	41.5	36.0	39.0
0.90	67.3	62.6	13.5	40.0	57.7	49.0	17.0	18.5
1.79	62.5	58.4	13.5	14.5	34.5	31.3	12.5	16.5

Table 3. Duration periods of thermophilic temperature by aeration rates (unit : hours)

Aeration rates ( l min <sup>-1</sup> kg dry solids <sup>-1</sup> )	Initial stage				Second stage after turnover				total
	45~55	55~65	65°C<	total	45~55	55~65	65°C<	total	
0.09	55.5 (5.0)	28.0 (10.5)	83.5(12.5)	167.0	51.0 (26.5)	-	-	51.0	218.0
0.18	47.0(4.5)	21.5(10.0)	75.5(12.0)	144.0	21.0(28.5)	-	-	21.0	165.0
0.90	34.5(4.0)	45.5(10.0)	2.0(12.0)	82.0	34.0(10.0)	20.0(14.0)	-	54.0	136.0
1.79	21.5(3.5)	2.5(11.5)	-	24.0	-	-	-	-	24.0

( ) : Starting times of thermophilic temperature, - : No detection

는 시간은 초기단계에서는 10~11.5시간 범위였으며 55~65°C의 고온 유지시간은 공기주입량과 일정한 경향이 없이 0.90 l min<sup>-1</sup>kg dry solids<sup>-1</sup>처리에서 가장 많았다. Salmonella 속균이 사멸 가능한 온도<sup>20)</sup>인 65°C 이상의 초고온 도달시간은 초기단계에서는 12~12.5 시간이었고 고온 유지시간은 낮은 공기주입량 처리일수록 길어지는 경향을 보였다. 따라서 공기주입량이 적은 0.09 및 0.18 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup>에서는 고온의 범위중 65°C 이상의 고온 유지시간이 가장 긴 반면, 0.90 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리는 55~65°C 범위, 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리는 45~54.9°C 범위에서 가장 많았다. 그러나 뒤집기 이후 단계에 있어서는 0.90 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리의 55~65°C 범위를 제외하고, 모든 처리에서 55°C 이상의 고온에 도달하지 못하였으며, 특히 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리에서는 45°C의 온도에도 도달하지 못하였다. 이러한 결과는 그림 4에서와 같이 과다한 공기주입으로 인한 퇴적물의 건조로 말미암아 미생물의 분해활성에 부적합한 수분상태와 퇴적물의 고온유지 능력에 비하여 공기주입량이 과도하게 높아 퇴적물의 온도를 냉각시켰기 때문으로 생각된다. 또한 다른 공기주입량 처리에서는 초기단계에 비하여 뒤집기 이후 단계의 고온 유지시간이 짧았던 것은 그림 3에서 논하였던 바와 같이 퇴적물에 함유되어 있는 이분해성 물질의 분해가 대부분 퇴비화 초기단계에서 끝나고 뒤집기 이후 단계에서는 분해가 다소 어려운 셀룰로오스, 헤미셀룰로오스 및 리그닌 등의 난분해성 물질이 주로 잔존되어 미생물적 분해 활성이 감소되었기 때문이라고 생각된다.

위의 결과로 보아 공기주입량이 적을수록 45°C 이상의 고온을 유지하는 전체시간은 많아져 고온 미생물에 의한 유기물 분해속도가 촉진될 뿐만아니라 고온으로 인한 유해균 사멸 등과 같은 효과를 얻을 수 있을 것으로 기대할 수

있으나, 퇴비화에 가장 적당한 온도범위는 40~55°C로써, 55°C 이상을 초과할 경우에는 미생물의 활성이 급격히 감소되므로 퇴비화 속도가 지연된다<sup>21)</sup>고 알려져 있으므로 고온의 유지시간과 퇴비품질 및 퇴비화 촉진과의 관계가 더욱 면밀히 연구되어야 할 것으로 사료된다.

### 퇴비화 단계별 최소산소농도 및 산소소비율

반응조 내의 산소는 퇴비화시 호기성미생물의 활성에 지대한 영향을 미치는 인자로서 생물학적 활성의 주요한 지표이다. 따라서 oxygen sensor와 datalogger를 사용하여 퇴비화 기간동안 반응조에서 배출되는 산소농도를 모니터링하여 초기단계 및 뒤집기이후 단계의 최저산소농도 및 그 도달시간에 미치는 공기주입량의 영향을 살펴 본 결과는 표 4와 같았다. 초기단계에서는 32~59.5시간 범위에서 0.9~17.4%의 최저산소농도를 보였으며 뒤집기이후 단계에서는 초기단계에 비하여 다소 빠른 16~49.5시간 범위에서 2.1~19.9% 범위의 농도를 나타내었다. 공기주입량별 배출 최저산소농도는 초기 및 뒤집기 이후 단계의 0.09 l min<sup>-1</sup>kg dry solids<sup>-1</sup> 처리에서 각각 0.9%와 2.1%로 가장 낮았고 공기주입량이 가장 많은 1.79 l min<sup>-1</sup>kg<sup>-1</sup> 처리에서는 각각 17.4%와 19.9%로 공기주입시의 산소농도에 근접하는 높은 농도를 나타내어, 공기주입량이 증가함에 따라 초기단계와 뒤집기이후 단계 모두 표 4에서의 최대온도와 반대로 최저산소농도는 급격히 증가하는 경의 관계가 있을 것으로 여겨진다. 최저산소 농도에 도달하는 시간은 퇴비화 초기단계에서는 공기주입량과 일정한 경향이 없었으나 뒤집기이후 단계에서는 부의 관계를 보였으며, 퇴적물의 최대온도 도달시간에 비하여 초기단계에서는 다소 늦고 뒤집기 이후 단계에서는 빠른 경향이였다. 따라서 고온의 정도가 높고

고온 유지시간이 긴 초기단계에서는 최고온도가 나타난 이후에 최저산소 농도에 도달할 것이고, 온도가 다소 낮고 고온 유지시간이 짧은 뒤집기 이후 단계에서는 그 반대의 경향일 것으로 추정된다. VanderGheynst 등<sup>20)</sup>에 따르면 pilot-scale의 정치 반응조에서 수분함량이 55%인 합성식품 오니(SFW)의 퇴비화시  $0.06 \text{ l min}^{-1}\text{kg}^{-1}$ 의 낮은 공기주입량에서는 30~35시간 범위에서 약 2%,  $0.6 \text{ l min}^{-1}\text{kg}^{-1}$ 의 높은 량에서는 25~30시간 범위에서 약 17.5%의 최저산소농도를 보였으며 공기주입량과 최저산소농도는 정의 관계를, 그 수준까지의 도달시간과는 일정한 경향을 보이지 않았다고 하였고, 호기성미생물의 활성과 관계가 깊은 최저산소농도에 미치는 공기주입량의 영향은 매우 크다고 보고하였다. 또한 Suler 등<sup>21)</sup>과 Schulze<sup>22)</sup>에 의하면 18%의 산소농도에서의 생물학적 활성에 비하여 10%의 산소농도는 25%의 활성이 저하되고 2% 산소농도에서는 65%의 활성이 저하된다고 보고하였으며 수분함량이 50~60%일 때 최대산소흡착율을 나타내고 수분함량 40%이하에서는 산소 흡착율이 50%까지 감소한다고 하였다. 본 실험에서 관찰된 낮은 공기주입량에서 나타난 최저산소농도에서는 호기성미생물의 활성이 상당히 감소되는 결과를 초래할 것이므로 미생물 활성을 증가시키기 위해서는 공기주입량을 높여 주는 것이 좋을 것으로 생각된다. 또한 퇴적물의 수분함량이 모든 처리에서 50% 이상 유지하고 있었으므로(그림 3) 산소 흡착율에 있어서는 큰 영향이 없었을 것으로 판단된다.

일반적으로 공기주입량이 증가할수록 최대산소 소비율은 증가한다고 알려져 있는데 본 실험의 퇴비화 초기단계에서도 같은 경향을 보였으며, 다만 뒤집기이후 단계의  $1.79 \text{ l min}^{-1}\text{kg}^{-1}$ 에서 최대산소 소비율의 감소 경향은 최대온도의 감소와 같은 이유에서 비롯된 결과로 여겨진다. 퇴비화 단계별 최대산소 소비율에 있어서 초기단계는  $1.89\sim 6.48 \text{ gh}^{-1}\text{kgVS}^{-1}$  범위로 처리간에 큰 차이를 보였으나, 뒤집기 이후 단계에서는  $1.76\sim 3.49 \text{ gh}^{-1}\text{kgVS}^{-1}$  범위로 처리간 차이가 적고 초기단계에 비하여 낮아 초기단계에 비하여 뒤집기이후 단계에서 미생물적 활성이 감소되었음을 알 수 있었다.

이상의 결과와 같이 공기주입량에 따른 생물학적 요인들의 일시적 및 공간적 변화를 thermocouples와 oxygen

sensor 및 datalogger를 이용하여 지속적으로 모니터링할 수 있었으며, 앞으로 공기주입량에 의한 생물학적 요인의 변화와 퇴비화의 최종산물인 퇴비 질과의 관계를 보다 면밀히 분석하여 퇴비화에 가장 적합한 공기주입량을 구명하여야 할 것이다.

## 적 요

밀폐형 bench-scale reactor(242 l)에 thermocouples, oxygen sensor 및 datalogger 등을 연결하여 우분과 볏짚 혼합물의 퇴비화 촉진 및 양질의 퇴비생산을 위한 기초자료를 얻고자 공기주입량( $0.09, 0.18, 0.90, 1.79 \text{ l min}^{-1}\text{kg dry solids}^{-1}$ )에 따른 생물학적 활성 변수들의 일시적이고 공간적인 변화를 모니터링한 결과는 다음과 같았다.

공기주입량이 높을수록 퇴비화 초기 및 뒤집기 이후 단계 모두 부속온도의 증가 및 감소속도가 빨랐고 퇴적물과 배출공기의 온도차이는 적었으며, 모든 처리에서 퇴적물의 경우  $50\sim 53^\circ\text{C}$ 에서 약 5시간 동안, 배출공기는  $45^\circ\text{C}$ 에서 약  $5\sim 15$ 시간 동안 온도정지기를 보인 후 다시 증가하는 경향을 보였다.

최대온도는 퇴비화 초기단계에서는 공기주입량이 많을수록 감소하였지만 뒤집기 이후 단계에서는  $1.79 \text{ l min}^{-1}\text{kg}^{-1}$  처리를 제외하고는 그 반대 경향이었으며, 퇴적물의 최고온도 도달시간은 초기 및 뒤집기 이후 단계 모두 공기주입량이 적을수록 늦었다.

$45^\circ\text{C}$  이상의 고온 유지시간은 공기주입량이 증가할수록 급격히 감소하였고, 퇴비화 초기단계에 있어서  $0.09$  및  $0.18 \text{ l min}^{-1}\text{kg}^{-1}$  처리는  $65^\circ\text{C}$  이상,  $0.90 \text{ l min}^{-1}\text{kg}^{-1}$ 는  $55\sim 64.9^\circ\text{C}$ ,  $1.79 \text{ l min}^{-1}\text{kg}^{-1}$ 는  $45\sim 54.9^\circ\text{C}$ 의 유지시간이 가장 길었다.

배출공기의 최저 산소농도 및 최대 산소소비율은 공기주입량이 많을수록 높아지는 경향이었으나 그 수준에 도달하는 시간은 일정한 경향이 없었다.

## 참 고 문 헌

1. Bach, P. D., K. Nakasaki, M. Shoda, and H. Kubota. 1987. Thermal balance in composting operations. *Journal of Fermentation Technology*, 65 : 199-209.
2. Bach, P. D., M. Shoda, and H. Kubota. 1985. Composting reaction rate of sewage sludge in an autothermal packed bed reactor. *Journal of Fermentation Technology*, 63 : 271-278.
3. Campbell, C. D., J. F. Darbyshire, and J. G. Anderson. 1990. The composting of tree bark in small scale reactors - adiabatic and fixed temperature experi-

Table 4. Minimum oxygen concentration and oxygen consumption rate of initial stage and second stage after turnover observed during composting

Aeration rate ( $\text{l min}^{-1}\text{kg dry solids}^{-1}$ )	Initial stage			Second stage after turnover		
	$\text{O}_2, \text{min. conc.}(\%)$	$\text{FO}_2, \text{max.}(\text{gh}^{-1}\text{kgVS}^{-1})$	Time (h)	$\text{O}_2, \text{min. conc.}(\%)$	$\text{FO}_2, \text{max.}(\text{gh}^{-1}\text{kgVS}^{-1})$	Time (h)
0.09	0.9	1.89	58.0	2.1	1.76	49.5
0.18	4.0	3.18	32.0	9.1	2.21	31.5
0.90	14.4	6.06	36.5	17.1	3.49	16.0
1.79	17.4	6.48	59.5	19.9	1.76	16.0

- ments. *Biological Wastes*, 31 : 175-185.
4. Corsi, R. L., and L. Seed. 1995. Biofiteration of BTEX : media, substrate, and loading effects. *Environmental Progress*, 14 : 151-158
  5. Campbell, C. D., J. F. Darbyshire, and J. G. Anderson. 1990. The composting of tree bark in small scale reactors — self heating experiments. *Biological wastes*, 31 : 145-161.
  6. Elwell, D. L., H. M. Keener, and R. C. Hansen. 1995. Controlled high rate composting of mixtures of food wastes, yard waste and chicken manure. In *Seventh International Symposium on Agricultural and Food Processing Wastes*. American Society of Agricultural Engineers, Chicago, IL,.
  7. Hoitink, H. A. and M. E. Grebus. 1994. Status of biological control of plant diseases with compost. *Compost Science and utilization*, 2 : 7-12
  8. Hupe, Lwth, J. C., J. Heerenkling, and R. Stegnann. 1996. Environmenral of the biological degradation of soils contaminated with oil by the addition of compost. *Acta Biotechnology*, 16 : 19-30
  9. Jeris, J. S. and R. W. Regan. 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting — I. *Compost Science*, 14 : 8-15.
  10. Kaiser, J. 1996. Modelling composting as a microbial ecosystem : A simulation approach. *Ecological Modelling*, 91 : 25-37
  11. Kishimoto, M., C. Preechaphan, T. Yoshida, and H. Taguchi. 1987. Simulation of an aerobic composting of activated sludge using a statistical procedure. *MIRCEN Journal*, 3 : 113-124.
  12. Kubota, H. and K. Nakasaki. 1991. Accelerated thermophilic composting of garbage. *Biocycle*, 32 : 66-68.
  13. Lau, A. K., K. V. Lo, P. H. Liao, and J. C. Yu. 1992. Aeration experiments for swine waste composting. *Bioresource Technology*, 41 : 145-152.
  14. Miller, F. C. 1992. Composting as a process based on the control of ecologically selective factors. In *Soil Microbial Ecology*. Marcel Dekker, Inc. Richmond, Washing. pp 515-544.
  15. Nakasaki, K., Y. Sasaki, M. Shoda, and H. Kubota. 1986. Effects of bulking agent on the reaction rate of thermophilic sewage sludge composting. *Journal of Fermentation Technology*, 64 : 539-544.
  16. Nakasaki, K., J. Kato, T. Akiyama, and H. Kubota. 1987. A new composting model and assessment of optimum operation for effective drying of composting material. *Journal of Fermentation Technology*, 65 : 441-447.
  17. Nakasaki, K., Y. Sasaki, M. Shoda, and H. Kubota. 1985. Change in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO<sub>2</sub> evolution rate. *Applied and Environmental Microbiology*, 49 : 37-41.
  18. Nakasaki, N., H. Yaguchi, Y. Sasaki, and H. Kubota. 1992. Effects of C/N ratio on the thermophilic composting of garbage. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 73 : 43-45
  19. Nakasaki, K., Y. Nakano, T. Akiyama, M. Shoda, and H. Kubota. 1987. Oxygen diffusion and microbial activity in the composting of dehydrated sewage sludge cakes. *Journal of Fermentation Technology*, 65 : 43-48.
  20. Poincelot, R. P. 1995. The biochemical and methodology of composting. *Connecticut Agr. Exp. Station Bulletin*, pp 754-760
  21. Riffaldi, R., R. Levi-Minzi, A. Pera and M. De Bertoldi. 1986. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. *Waste Management and Research*, 4(4) : 387-396.
  22. Schulze, K. L. 1961. Relationship between moisture content and activity of finished compost. *Compost Science*, 2 : 32-34.
  23. Suler, D.J. and M.S. Finstein. 1977. Effect of temperature, aeration and moisture on CO<sub>2</sub> formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste, *Applied and Environmental Microbiology*, 33 : 345-350.
  24. VanderGheynst, J. S., J. M. Gossett and L. P. Walker. 1997. High-solids aerobic decomposition: pilot-scale reactor develoment and experimentation. *Process. Biochemistry*, 32(5) 361-375.
  25. Williams, Y.O., and F. C. Miller. 1992. Odor control using biofilters. *Biocycle*, 33 : 73-77.