

유기성 폐기물 퇴비화의 미생물 생태학적 분석

정 영 루

경상대학교 미생물학과

1. 서 론

최근 국내적으로 유기성 폐기물의 급격한 증가와 이것들의 소각 및 토양매립 처분으로 인한 환경오염이 사회적으로 심각한 문제가 되고 있다. 유기성 폐기물은 거의 대부분이 토양에서 분해 될 수 있는 것으로 산업폐수와 도시하수처리 슬러지, 축산분뇨처리 슬러지, 생활 쓰레기 및 제지, 식품공장등에서 발생하는 유기물질이 주를 이루고 있으며, 특히, 인공과 공장이 밀집해 있는 대도시에서는 그 발생량이 소도시 또는 농촌에 비해 훨씬 높다. 우리나라의 평균 쓰레기 발생량은 2.3 Kg/인.일로 미국, 일본등의 그것보다 더 높으며, 특히 음식물 찌꺼기, 종이류, 목재류등 (폐수슬러지 제외) 의 분해 가능한 유기성 쓰레기가 전체 쓰레기의 약 45%를 차지하고 있다 [14].

퇴비화 (Composting) 는 미생물의 호기적 유기물 분해를 이용한 유기성 폐기물 처리방법 중의 하나로 폐기물을 바로 토양에 매립 할 때 발생하는 악취, 침출수에 의한 지하수 오염, 동물, 인체 병원균 전파등의 문제를 상당히 감소시킬 수 있고, 또 퇴비화 과정 중 유기탄소가 미생물 호흡에 의해 이산화탄소로 소실되므로 전체적인 폐기물의 분량이 감소된다 [15, 36]. 또, 소각처리시 발생하는 대기오염 문제 등이 없기 때문에 외국에서는 퇴비화가 가장 환경오염이 적고 효과적인 유기성 폐기물의 처리방법으로 생각되어 지난 30년간 이 기술에 관한 수많은 연구가 수행되었으며, 현재는 여러도시에서 퇴비화 기술의 도입이 증가되고 있다 [22, 36, 37]. 최근 국내의 몇 축산단지에서도 축산폐기물의 퇴비화를 이용한 비료공장 건설을 계획하고 있으며, 국내 퇴비화 관련 연구로는 신 등 [41], 성 등 [45]의 유기성 폐기물의 재활용 및 비료화에 관한 연구가 있으나 주로

공학적, 화학적인 측면에 중점을 둔 내용으로 미생물학적인 연구는 거의 없다.

퇴비화는 우리나라를 비롯한 동아시아 여러나라에서 옛날부터 오랜 기간동안 식량작물의 재배를 위해 사용되고 있던 방법으로, 가축분뇨, 풀, 짚, 흙 등을 쌓아 뒤집어 주면서 썩혀 만든 퇴비(두엄)를 논밭에 넣어 비료로 사용하여 왔고 현재까지도 농촌에서는 작물재배에 이용하고 있다. 서양에서도 1930년경 영국사람 A. Howard경이 생활쓰레기, 가축분뇨, 하수찌꺼기, 짚과 흙을 층층히 쌓아 폐기물을 퇴비화하는 'Indore process' 개발 이후 지금까지 여러가지 공정이 개발되어 왔으며, 미국에서는 Beltsville에 있는 미국 농무부에서 개발된 방법인 Beltsville Aerated Rapid Composting System, Ohio주의 Paygro System, 그리고, Rutgers System 등이 폐수슬러지, 가축분뇨, 도시쓰레기등 유기성 폐기물의 처리를 위하여 여러 도시에서 사용되고 있다 [21, 27, 28, 37].

퇴비화는 유기물이 생물의 작용에 의해 분해되면서 보다 안정화된 형태로 변형되어 가는 과정으로 여러가지 환경요인에 의해 영향을 받는다. 본 논문에서는 유기물의 퇴비화 과정에 영향을 주는 요인을 토양 생화학적 및 미생물학적 측면으로 분석하여 퇴비화 공정설계에 있어 분해원리의 이해에 도움을 주고자 하며, 퇴비화 후 최종적인 사용, 즉 농업적 이용 가능성에 대해서도 간략하게 기술하고자 한다.

2. 퇴비화 과정의 환경변화

2.1. 퇴비화의 전체적 과정

퇴비화에 대하여 일반적으로 통용되는 기술적 정의 (definition) 는 없지만 Golueke가 표현한 '조절된 환경내에서 유기성 폐기물의 생물학적 분해'라는

말이 적합한 것으로 받아들여지고 있다[19]. 유기성 폐기물은 그 구성 성분이 배출원에 따라 어떤 특별한 종류이거나 또는 여러가지 유기물이 다양하게 섞여 있으므로 때로는 수 많은 종류의 세균, 진균등의 미생물이 포함되어 있고, 이들은 적당한 환경조건이 되면 분해활동을 시작한다. 분해는 유기물의 생물학적인 산화 (biological oxidation)로 이 과정에서 탄소, 질소와 다른 영양물질을 이용하여 미생물의 생장이 촉진되고 또 열이 발생된다. 퇴비화가 일반적으로 야외에 쌓아놓은 유기성 폐기물 또는 매립지에 그냥 방치한 폐기물의 단순한 부패와 다른점은 호기적으로 조절된 환경에서 잘 분해되기 때문에 환경적으로 나쁜 영향을 주지 않는다는 것이다[37, 42].

퇴비화는 유기물의 호기성 분해가 주된 과정으로 여러 종류의 많은 중온성 (mesophilic), 고온성 (thermophilic) 미생물들이 관여한다. 이들에 의한 분해 과정은 크게 3부분으로 나누어지는데, 첫번째는 유기물 중에 있는 분해가 쉬운 물질들, 즉 당류, 아미노산등이 빨리 흡수 이용되는 1-2일간으로 퇴비 더미의 온도가 오르기 시작하는 단계이다. 두번째는 고온성 분해과정으로 주로 유기성 폐기물 중의 cellulose, pectin 등의 분해가 이루어지며, 보통 수주간 계속된다. 세번째는 숙성 (curing or stabilization) 단계로 온도가 떨어지고 분해속도가 느려지며 다시 중온성 미생물들이 정착한다[15, 22]. 이상의 과정은 폐기물의 종류와 퇴비화 과정중의 환경조건에 따라 그 기간이 달라질 수는 있지만 3단계로 이루어지는 것이 일반적이다. 어떤 사람은 마지막 단계를 다시 냉각 (cooling) 단계와 숙성 (maturation) 단계로 나누는 경우도 있다[16].

2.2. 미생물학적 환경변화

유기성 폐기물은 구성분에 따라 포함된 여러종류의 생물, 즉 미소동물, 미생물의 종류가 다양하지만 본 논문에서는 퇴비화 과정에서 유기물의 분해에 가장 중요한 역할을 하는 미생물의 변화에 국한하여 설명하고자 한다.

2.2.1. 단계별 변화

2.2.1.1. 초기단계

퇴비화 과정의 초기에는 중온성 진균 (fungi) 과 세균 (bacteria) 들이 주로 유기물을 분해하고, 이들의 작용에 의해 퇴비더미의 온도가 40℃ 이상으로

Table 1. Mesophilic bacteria and fungi isolated from compost[22, 37].

Bacteria	Fungi
<i>Cellulomonas folia</i>	<i>Fusarium culmorum</i>
<i>Chondrococcus exiguus</i>	<i>Stysanus stemonitis</i>
<i>Myxococcus virescence</i>	<i>Coprinus cinereus</i>
<i>M. fulvus</i>	<i>C. megacephalus</i>
<i>Thiobacillus thiooxidans</i>	<i>C. lagopus</i>
<i>T. denitrificans</i>	<i>Clitopilus pinsitus</i>
<i>Bacillus cereus</i>	<i>Aspergillus niger</i>
<i>Enterobacter cloacae</i>	<i>A. terreus</i>
<i>Flavobacterium balustinum</i>	<i>A. fumigatus</i>
<i>Janthinobacterium lividum</i>	<i>Rhizopus nigricans</i>
<i>Pseudomonas fluorescense</i>	<i>R. oryzae</i>
<i>P. putida</i>	<i>Trichoderma viride</i>
<i>P. stutzeri</i>	<i>T. harzianum</i>
<i>Xanthomonas maltophilia</i>	<i>T. hamatum</i>
	<i>T. koningii</i>
	<i>Mucor spinescens</i>
	<i>M. abundans</i>
	<i>M. variens</i>
	<i>M. hiemallis</i>
	<i>Chaetomium globosum</i>
	<i>C. aureum</i>
	<i>C. homophilatum</i>
	<i>Penicillium ochro-chloron</i>
	<i>P. griseofulvum</i>
	<i>Gliocladium virens</i>
	<i>Geotrichum candidum</i>
	Others

상승됨에 따라 고온성 세균과 방선균 (actinomycetes) 으로 대체되기 시작한다[3, 4, 37]. 중온성 미생물들은 폐기물의 종류에 따라 그 종류가 다양하지만 일반적으로 토양 중의 유기물에 존재하는 미생물들과 비슷한 종류가 많다 (Table 1).

Bagstam[3]은 제지용 가문비 나무의 폐기물 퇴비화를 위한 bench scale composter 연구에서 퇴비 초기단계에서 중온성 세균의 밀도가 처리 1일 후에 급격히 증가하여 10¹⁰개/g 퇴비 이상이 되고 2일 후에는 전체 미생물 숫자의 60% 이상을 차지한다고 하였고, 진균과 방선균도 각각 30%, 10%를 차지한다고 하였다. 하수슬릿지의 퇴비화 시작단계에서도 이와

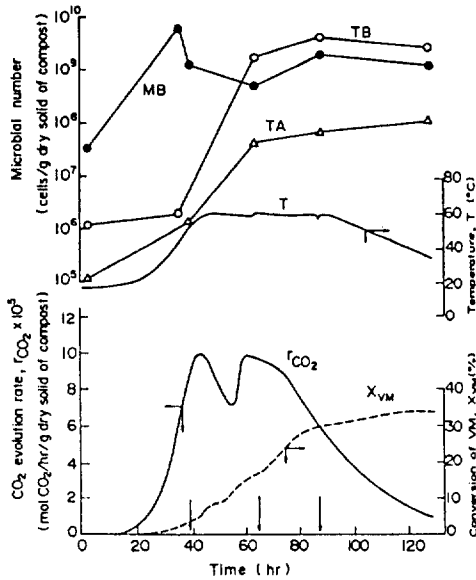


Fig. 1. Time courses of temperature (T), CO₂ evolution rate (r_{CO_2}), the cell number of isolated microorganisms, and conversion of VM, X_{vm} , during composting in run A. Symbols: ●, mesophilic bacteria (MB); ○, thermophilic bacteria (TB); △, thermophilic actinomycetes (TA). Arrows on the abscissa indicate the points at which compost was turned[32].

비슷한 미생물 밀도변화가 일어난다(Fig. 1)[32].

2.2.1.2. 고온단계

초기단계의 중온성 미생물에 의한 폐기물의 분해로 열이 발생되고 퇴비더미에 열이 축적되면 온도가 상승하고 동시에 중온성 미생물들의 밀도와 분해활동이 급격히 감소한다. 그러나, 고온성 미생물의 밀도는 증가되는데, 여러사람의 연구결과 고온상태에서의 퇴비화 진행은 이들 고온성 미생물에 의해 수행되는 것으로 밝혀졌으며 주로 *Bacillus* spp., *Thermoactinomyces* spp.와 cellulose 분해 미생물이 주요 역할을 하는것으로 밝혀졌다[2, 18]. Strom [44]은 solid-waste composting의 소형 반응장치 실험결과 고온단계 (49-69°C)의 퇴비에서 분리된 미생물의 87%가 *Bacillus* sp.이었고, 그 외에도 *Streptomyces* sp., *Thermoactinomyces* sp., *Aspergillus fumigatus*가 있음을 조사하였다. 특히, 퇴비화 중 고온단계의 전반기에는 *Bacillus*가, 후반기에는 *Thermoactinomyces*와 진균이 주된 역할을 할 것이라고

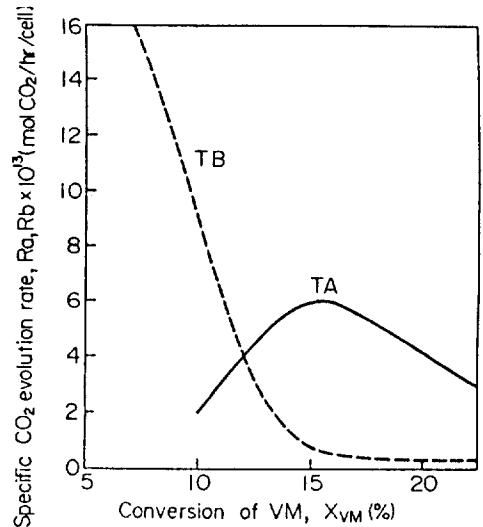


Fig. 2. Estimated specific CO₂ evolution rates of the thermophilic bacteria, R_b , and thermophilic actinomycetes, R_a , as a function of conversion of VM. Symbols:-----, thermophilic bacteria (TB); —, thermophilic actinomycetes(TA), [32].

하였다. Chang 등[7]은 밀짚 퇴비화의 고온단계 중 방선균과 세균의 밀도가 초기에 비해 각각 약 500배, 5배 증가한다고 하였다. Nakasaki 등도 하수 슬러지 퇴비화의 고온단계 중 전반기, 후반기에 CO₂ 생성율과 미생물 밀도를 조사해 본 결과 Fig. 2-3에서와 같은 결과를 얻었다고 하였다[32]. 고온단계의 퇴비에서 분리되는 고온성 미생물들의 종류는 Table 2 와 같다.

고온단계에서의 퇴비 온도는 일반적으로 50-60°C 가 계속적으로 유지되지만 때에 따라서는 더 온도가 상승하여 60°C 이상 오르기도 한다. 60-65°C 온도에서는 퇴비 중의 고온성 세균 및 방선균등의 미생물들이 거의 사멸하여 미생물의 다양성이 급격히 감소하고, 열에 견딜 수 있는 포자형성 세균만 남게되어 퇴비화 효율이 급격히 떨어진다[27, 29, 43]. 일반적으로 퇴비화 진행이 65-70°C의 고온에서 빨리된다고 알려져 있는데, 여러 미생물학자들의 실험에 의해 퇴비화는 적당한 고온, 즉 40-55°C에서 가장 효율적으로 진행됨이 판명되었다[21, 27].

2.2.1.3 숙성단계

고온성 미생물의 작용에 의한 분해가 끝나면 대부분의 분해 가능한 유기물이 분해되었기 때문에

Table 2. Thermophilic bacteria, actinomycetes, and fungi isolated from compost [37,43].

Bacteria	Actinomycetes	Fungi
<i>Bacillus stearothermophilus</i>	<i>Micromonospora vulgaris</i>	<i>Aspergillus fumigatus</i>
<i>B. licheniformis</i>	<i>Nocardia brasiliensis</i>	<i>Humicola insolens</i>
<i>B. subtilis</i>	<i>Pseudonocardia thermophila</i>	<i>H. griseus</i>
<i>B. coagulans</i>	<i>Streptomyces rectus</i>	<i>H. lanuginosa</i>
<i>B. circulans</i>	<i>S. thermofuscus</i>	<i>Mucor pusillus</i>
<i>B. brevis</i>	<i>S. thermophilus</i>	<i>Chaetomium thermophile</i>
<i>B. sphaericus</i>	<i>S. thermoviolaceus</i>	<i>Absidia ramosa</i>
Unassigned <i>Bacillus</i> spp.	<i>S. thermovulgaris</i>	<i>Talaromyces duponti</i>
	<i>S. violaceruber</i>	<i>Sporotrichum thermophil</i>
	<i>Thermoactinomyces vulgaris</i>	<i>S. chlorinum</i>
	<i>Thermospora curvata</i>	<i>Stilbella thermophila</i>
	<i>T. fusca</i>	<i>Malbranchea pulchella</i>
	<i>T. glaucus</i>	<i>Thermoascus auranticus</i>
	<i>Thermopolyspora polyspora</i>	<i>Torula thermophil</i>
		<i>Byssoschlamys</i> sp.

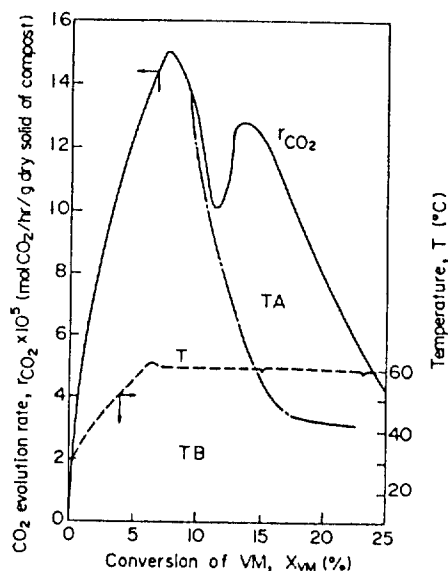


Fig. 3. Contribution of CO₂ evolution rates by both thermophilic bacteria (TB) and thermophilic actinomycetes (TA) to overall CO₂ evolution rate measured during composting[32].

분해속도가 훨씬 느려지고 따라서 퇴비 온도도 40°C 이하로 떨어진다. 이때 다시 중온성 미생물이 재정착을 하는데 초기 단계의 미생물 종류와 밀도와는 약간의 차이가 있다. 왜냐하면 숙성단계의 유기물들은 상당부분이 더 이상 분해가 쉽게 되지 않는

부식질 (humus) 로 변하기 때문이다[7, 36]. 부식질은 lignin 함량이 높고 가용 영양분의 함량이 낮기 때문에 이러한 환경에 적합한 방선균이 많아진다. Godden 등[18]은 가축분뇨 퇴비화 과정중 고온단계가 끝난뒤의 중온성 미생물들 중 초기단계에 있던 *Micromonospora chaleae*, *Streptomyces thermoviolaceus* 등 일부 방선균과 세균이 재정착 한다고 하였다.

2.2.2. 유해미생물의 밀도변화

유기성 폐기물 중에서 도시하수 처리슬러지, 축산분뇨 슬러지 또는 식물 잔재물이 섞여 있는 쓰레기 등에는 인체 또는 동물의 병원균, 기생충, 식물의 토양전염 병원균과 같은 유해한 생물들이 발견되기 때문에 폐기물을 그대로 매립하거나 농토에 비료로 사용하고자 할 때에는 이들 병원균들이 전파될 가능성이 있다[5, 34]. 그러므로, 폐기물의 퇴비화 과정 중 이 병원균들, 특히 장내세균 (*Salmonella*, *Shigella* spp. 등)의 성장 또는 사멸에 관한 몇가지 연구논문이 발표되었는데, Millner 등[30]은 퇴비 중에 있는 여러가지 길항 미생물 (antagonists) 에 의해 *Salmonella*가 죽거나 또는 생장이 억제된다고 하였다. Hussong 등[23]도 30개 도시하수의 슬러지 퇴비를 조사한 결과 12%가 *salmonella*를 포함하고 있었고, 퇴비화 과정 중에 재정착된 미생물들의 항

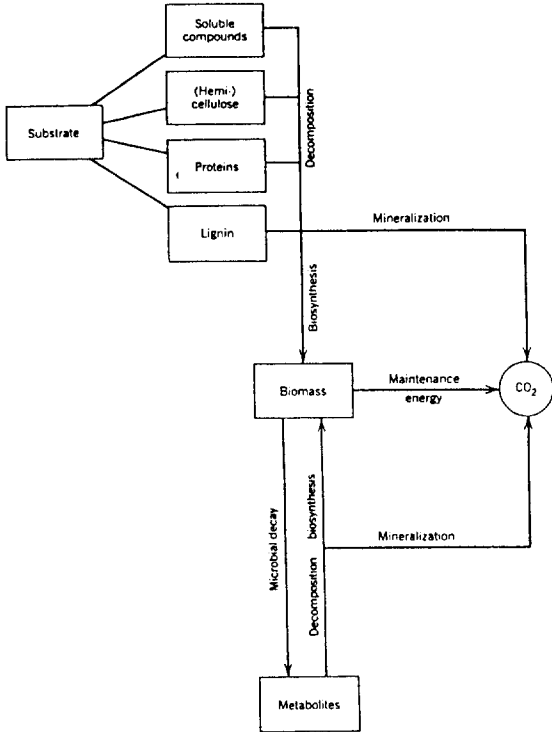


Fig. 4. Model describing the decomposition of a complex substrate[42].

생작용에 의해 이 병원균의 성장과 밀도가 감소되어 6주 후에는 완전히 없어진다고 하였다. Boller 등[6]은 퇴비화 중 발생하는 열 (50-70°C)에 의해 더미 속에 집종된 여러가지 유해 식물병원균이 사멸된다고 하였으며, 비료로 사용되더라도 숙성된 퇴비의 여러 종류 미생물들이 유해 병원균들을 억제 할 수 있을 것이라고 하였다.

2.3. 물리 화학적 환경변화

퇴비화 과정의 물리 화학적 변화는 거의 모두가 생물작용의 결과 생기는 것으로 미생물에 의한 생화학적 분해작용 이외에도 지렁이나 미소 곤충에 의한 작용도 중요한 역할을 한다. 유기성 폐기물은 대부분이 cellulose, pectin, 전분등의 탄수화물, 질소 화합물인 단백질, 그리고 지질과 그 외에 여러가지 무기염류등으로 구성되어 있다. 이것은 발생원에 따라 구성비에 차이가 있지만 보통 탄소가 40-50% (건물중 비)를 차지하는데, 이것의 일부는 미생물 세포로 흡수되어 세포형성에 쓰이고 일부는 산화에 의해 생장 에너지로 사용되어 최종적으로는 CO₂로

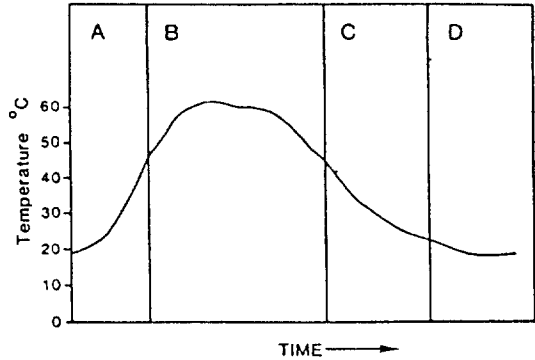


Fig. 5. Temperature-dependent phases of composting. (A) Mesophilic phase; (B) thermophilic pahse; (C) cooling phase; (D) maturation phase[16].

변화된다(Fig. 4). 또, 일부는 여러단계를 거쳐 안정된 부식질로 바뀐다[36, 42].

2.3.1. 물리적 변화

퇴비화가 진행되면 유기물의 산화분해에 의한 열이 발생되어 퇴비더미 속의 온도가 오르기 시작하는데 전형적인 온도변화 양상은 Fig. 5 에서와 같다 [16]. 온도 변화와 함께 퇴비내의 수분, 산소량등도 줄어드는데 후자의 경우 기계적인 방법으로 퇴비화의 적절한 조건을 맞추어 줄 수 있다[20]. Windrow system의 경우 퇴비화가 진행될수록 부피와 높이가 줄어드는데, 이 결과 퇴비내의 공극이 줄고 water tension이 증가 되기도 하며 이것 때문에 때로는 혐기상태가 유발되기도 한다[38].

2.3.2. 화학적 변화

퇴비화 진행중 가장 주된 화학적 변화는 탄소 함량의 감소로 폐기물 종류에 따라서 정도는 다르나 고온분해 기간이 지나면 그 함량이 급격히 감소됨을 많은 연구자들이 보고하였다. Chanyasak 등[8]은 허수처리 슬릿지와 왕겨를 섞어 퇴비화 한 후 물추출액의 여러성분을 조사한 결과, 전유기 탄소 (total organic carbon)의 함량이 처음보다 30% 정도 감소하였다고 하였고 아미노산과 저급지방산의 양도 많이 감소하였음을 보고하였다. 또 도시 쓰레기의 퇴비화 후에도 위와 비슷한 감소 경향을 발견하였으며 물추출액의 유기 탄소/질소비율 (탄질율)도 처음의 26에서 최종적으로 5-6으로 변한다고 하였다 [9]. Fugio 등[17]은 볏짚의 퇴비화 결과 주요 성

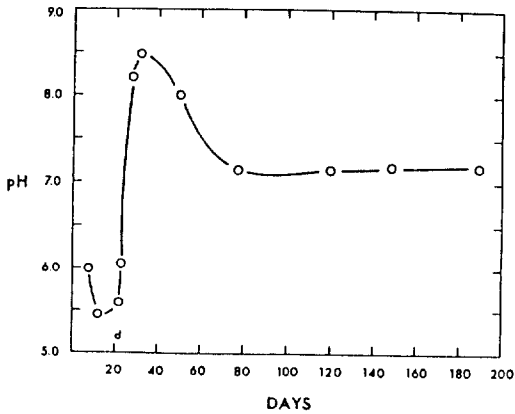


Fig. 6. A typical pH profile for a compost heap constructed from plant wastes[37].

분인 cellulose 함량이 30일동안 46.1%에서 16.1%로 감소하였다고 하였고 이와 반대로 수용성 lignin의 함량은 서서히 증가하였음을 보고하였다. 퇴비화 과정중 탄질율이 감소하고 반대로 전체적인 리그닌의 함량비가 증가하는 것이 일반적이며, 이것의 결과로 부식질이 많이 형성되고 토양중에 넣었을 때 양이온 치환능력(cation exchange capacity)이 증가된다[40].

이와 같이 유기물이 분해되어 부식으로 형성되는 과정에서 pH변화도 이루어지는데, 식물체 성분으로 이루어진 경우 Fig.6과 같이 처음에는 산(acid)형성 세균의 작용으로 pH가 낮아졌다가 암모니아 형성에 의해 알칼리성으로 되고 부식이 형성됨에 따라 이것의 완충능력으로 인하여 다시 중성인 pH 7-8로 돌아오는것이 일반적이다[15, 37]. 산에 의해 pH가 낮아졌을때는 초산 또는 butyric acid의 냄새가 감지되기도 한다. 그러나, 퇴비화 조건에 따라서는 pH가 일정하게 유지되는 경우도 있다. 이 외에도 여러가지 미량성분들의 변화가 있을 수 있으나 퇴비화 과정에 크게 영향을 주지 않는 것으로 많이 연구되지 않았다.

3. 퇴비화 공정설계의 주요 미생물 환경인자

퇴비화 공정설계를 하는데 있어 가장 우선적으로 고려되어야 할 사항중의 하나는 폐기물의 효율적 퇴비화를 위한 미생물 환경인자의 적절한 제어에

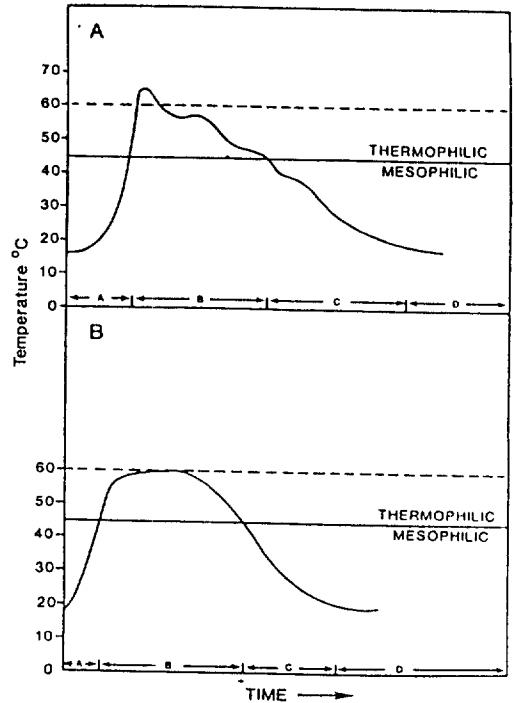


Fig. 7. Simplified temperature profile in a windrow composting process (A) and an in-vessel system (B). The time scale is arbitrary, demonstrating the relative time course of temperature change during composting[16].

관한 것이다. 앞서서도 언급된 것과 같이 퇴비화 과정은 미생물의 유기물 분해과정이므로 여러가지 폐기물에 존재하는 다양한 미생물의 성장과 분해활동을 가장 좋게 할 수 있는 환경요인, 즉, 온도, 공기, pH, 수분과 유기물질의 탄질율의 최적화가 필요하다. 폐기물의 종류에 따라 최적 미생물환경은 약간씩 차이가 있으나 일반적으로 문제가 되는 유기성 폐기물을 이용하여 여러사람이 실험하여 얻은 공통된 결과를 기술하고자 한다.

3.1. 온도

온도는 퇴비화 과정의 환경요인 중에서 가장 논란의 소지가 많았던 것으로 퇴비화 효율을 높이는 데 아주 중요한 인자이다. 퇴비화가 진행되면 온도의 변화가 일어나는데 이것은 미생물 활동에 의해 발생되는 CO₂량과 함께 분해력을 알 수 있는 지표로 사용된다. 따라서, 온도 변화과정을 추적함으로써 퇴비화가 어느정도 진행되고 있는지를 알 수 있다. 일반적으로 퇴비더미의 온도변화는 사용 system이

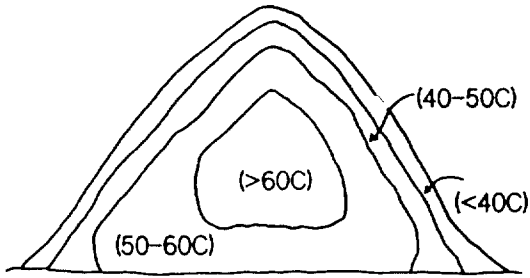


Fig. 8. Diagram illustrating temperature zones in a bark compost pile[12].

windrow-system인지 또는 in-vessel system인가에 따라서 Fig. 7과 같이 변화 양상이 다르다[16]. A는 퇴비를 쌓아두고 뒤집어주지 않은것의 전형적인 온도변화 양상으로 처음 미생물이 사멸되고 이로 인하여 분해작용이 감소되어 온도가 서서히 떨어진다. 만약 온도를 조절하여 고온으로 오르기 전 통풍 또는 뒤집어주기에 의해 온도를 낮추어 주면 B와 같이 적당한 고온이 계속되게 유지시켜 줄 수 있고 고온단계에서의 과도한 열 발생을 효율적으로 막을 수가 있다. 퇴비더미 내에서도 초기에는 위치에 따라 온도편차가 발생되는데, Fig. 8과 같이 더미 외부는 상온이 유지되나 내부로 들어 갈수록 퇴비자체의 단열효과로 인하여 온도가 높아진다[12].

온도의 높고낮음에 따라 미생물의 다양성과 활동에 현저한 차이가 있는데, 퇴비화 과정 중에 60°C 이상의 고온이 퇴비화의 효율을 높일 수 있는가 또는 미생물을 사멸시켜 효율을 떨어뜨리는가에 대해서는 논란이 있어왔다. 그러나, 최근 여러 미생물 학자들의 연구결과 퇴비화 중 최고온도가 60°C를 넘지 않도록 조절하는 것이 퇴비화의 효율성을 높일 수 있음이 밝혀졌다[15, 27, 29, 37]. Kuter등[27]은 도시하수 슬러지를 톱밥, 나무껍질등과 섞어 미국 Ohio주 Paygro 회사의 퇴비화 full-scale vessel system에서 1년동안 7차례 실험한 결과, Fig. 9와 Table 3에서와 같이 퇴비내의 온도가 60°C 이하로 조절되었을 때 미생물의 활동에 의한 CO₂ 발생량이 60°C 이상에서의 그것보다 현저하게 많음을 보고하였다. 이는 Finstein 등에 의한 Rutgers aerated static pile system에서의 실험결과와 비슷하며 미국에서 널리 사용되고 있는 Beltsville static aerated pile system보다 퇴비화 효율이 더 높다고 하였다. Nakasaki

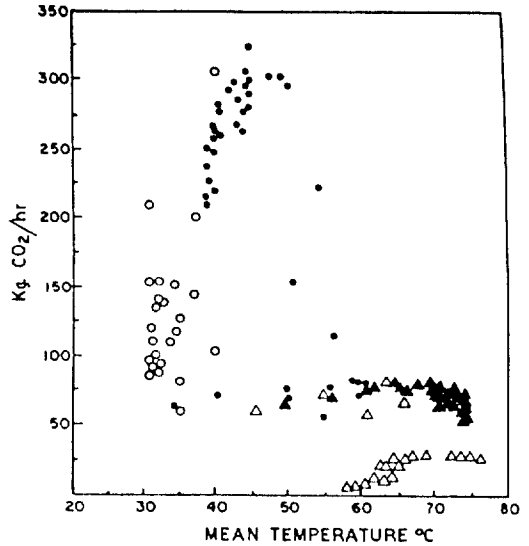


Fig. 9. Relationship between CO₂ evolution and mean compost temperature. Readings taken every 4 hrs from cool section before turning, Days 1-9(●); after turning, Days 1-9 (○); and from hot section before turning (▲); and after turning (△)[27].

등[33]도 소형 반응기를 이용한 슬러지 퇴비화 실험 결과 퇴비화의 최적온도는 60°C 정도라고 하였고, Mckinley 등[29]도 하수슬러지 퇴비화 중 ¹⁴C-acetate 흡수를 이용한 미생물 활동 실험에서 퇴비온도가 60°C를 넘어서면 ¹⁴C-acetate의 흡수가 현저히 줄어들었다고 하였다. 이와 같이 고온에 의한 미생물의 밀도 감소와 활동의 저하는 퇴비더미 내의 고온이 계속되는 중앙 부분에서도 나타난다[12].

3.2. 공기

퇴비화 과정은 주로 유기물의 호기적 산화 분해로 산소의 존재가 필수적이며, 이 결과 탄수화물이 CO₂, 물, 미생물세포, 열, 그리고 분해 뒤 부식질로 바뀌어진다. Windrow system의 경우 퇴비더미의 깊이에 따라 산소농도가 다르고, 공기가 충분히 공급되지 않는 경우에는 혐기상태로 인한 혐기적 생물작용(anaerobiosis)이 일어나 CO₂외에 CH₄, H₂, 유기산 등이 형성되고 퇴비화 중에 악취가 발생된다. 또 유기탄소의 분해가 불완전하게 이루어지고 에너지 발생의 감소에 따른 미생물세포 생산감소와 이것에 의한 유기물 분해의 감소가 발생된다[35, 37]. 퇴비화 과정에서 공급되는 공기는 몇 가지의 기능을 가지고 있는데, 첫째, 미생물이 호기적 대사를 할

Table 3. Measured and calculated losses of CO₂ (metric tons) from cool and hot sections of the reactor during Trial 7. Calculated values are based on losses of dry solids and stoichiometric formulae for oxidation of glucose and sludge[27].

Time period	Section	Measured CO ₂ lost	Calculated CO ₂ lost for:	
			sludge	glucose
Before turn	Cool	4.2	7.2	4.9
	Hot	2.5	4.4	3.0
After turn	Cool	5.6	5.3	3.5
	Hot	2.6	3.5	2.4
Total	Cool	9.8	12.5	8.4
	Hot	5.1	7.9	5.4

*Stoichiometric formulae:

Sludge: $C_{10}H_{19}O_3H + 12.5 O_2 \rightarrow 10 CO_2 + 8H_2O + NH_3$

Glucose: $C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$

수 있도록 하고, 둘째, 온도를 조절하며, 셋째, 수분과 CO₂와 다른 gas들을 제거하는 역할을 한다. 과도하게 많은 공기를 공급하면 수분의 제거와 퇴비온도 저하로 (겨울철의 경우) 퇴비가 늦어질 수도 있으며, 이 때 수분이 제거되기 위해서는 미생물에 의한 퇴비의 발열도 있어야 한다[28]. 퇴비화 과정중 연속적으로 공급되는 공기의 산소함량이 어느 정도 되어야 하는지에 대해서는 실험적 결과가 거의 없으나 De Bertoldi 등[13]에 의하면 18% 이하로 떨어져서는 안된다고 하였다. 그러나, 다른 연구자는 최저 산소농도가 0.5% 에서도 혐기적 생물작용이 발생되지 않았다고 하였다[15].

여러가지 종류의 폐기물은 그 물리적 성상에 따라 공기가 드나들 수 있는 공간 (free air space) 부피가 다른데, 이 공간의 크기와 연관되어 퇴비화 효율에 관한 보고는 많이 없으나 대략 퇴비 부피의 30-36%가 퇴비화에 적합한 것으로 제안되었다[24]. 공간의 부피는 수분의 함량과도 밀접한 관련이 있으며 수분이 많으면 상대적으로 이 공간이 적어지고 따라서 공기의 자유스러운 유동이 억제된다. 퇴비화 과정 중 공기 공급이 잘 조절된다 하더라도 퇴비 내에는 혐기적 미세부위(anaerobic microsite)가 존재하므로 이것에 의해 아주 적은 부분이지만 혐기적 생물작용이 일어난다. 폐기물의 종류에 따라서는 공간부피를 늘리기 위해서 몇가지 bulking agent를 첨가하기도 하며 이것은 다른요인, 즉 탄질율, pH 등의 조절효과도 있다[36].

3.3. pH

퇴비화를 위한 폐기물의 적합한 pH범위는 폐기물 발생장소에 따라 약간씩 차이가 있겠지만 대략 미생물의 생장이 활발한 pH 5.5-8.0로 퇴비화 진행중의 전형적 pH 변화는 앞 Fig. 6에서 나타난 바와 같다. 실험실내 소규모 퇴비화 실험에서 계속적으로 유기물을 넣어주면서 퇴비화 시킬 경우 퇴비의 pH가 넣어주는 유기물량에 따라 변화된다고 하였다. 즉 퇴비화가 진행중인 양의 10.8%를 다시 첨가하였을 때 첨가하는 새 폐기물의 pH가 4.7-6.0 이더라도 pH가 8로 유지되었고, 첨가량을 25%로 올렸을 때는 pH 5.6-6.1로 떨어져 퇴비화가 완료될 때까지 유지된다고 하였다[15]. 폐기물 종류에 따라 pH가 퇴비화에 적절하지 못한 산성 또는 알칼리성인 것이 있기 때문에 초기 pH조절을 위해 탄산칼슘, 생석회 또는 수산화칼슘 등을 첨가하기도 하였지만 퇴비화 진행에는 그다지 큰 영향을 끼치지 못한다고 하였다[15]. 그러므로 퇴비화 촉진을 위한 pH조절은 꼭 필요한 요소는 아닌것 같다.

3.4. 수분

퇴비중의 수분함량은 처리 폐기물의 종류에 따른 공간부피, 공기공급량, 온도변화등의 물리적 환경요인에 따라 다른데 수분함량 또한 미생물의 활동에 결정적 영향을 미치는 환경요인이다. 퇴비화 도중 수분함량 변화는 퇴비내의 조건에 따라 증가하기도 하고 감소하기도 한다. 수분감소는 열이 발생 될 때 수증기로 증발되어 일어나는 것으로 경우에 따라

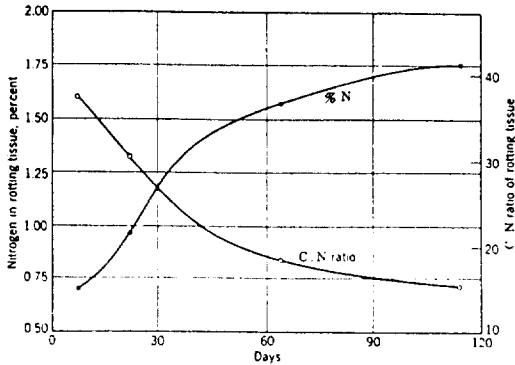


Fig. 10. Changes in the nitrogen content of decomposing straw[1].

다르지만, MacGregor 실험에 의하면 슬릿지 6 ton 정도의 퇴비더미에서 15일간 75%에서 30%로 감소하였고, 27 ton 더미에서는 8일간 75%에서 20%로 감소한다고 하였다[28]. 퇴비화 진행 중 퇴비더미를 과도하게 뒤집거나 공기함량을 많이 하게 되면 수분감소에 의한 미생물의 활동이 줄어들어 퇴비화 효율이 떨어진다. 여러 연구결과에 의하면 퇴비화에 적당한 수분함량은 50-60%로 40%이하가 되면 분해율이 감소하고 60% 이상이 되어도 산소확산이 잘 되지 않아 혐기적 생물작용에 의해 악취가 발생되거나 퇴비화 효율이 떨어진다고 하였다[19, 36]. 그러나, 반응기 (vessel system) 의 경우 구조에 따라 최적 수분함량이 달라질 수 있는데, 슬릿지의 경우 50-60% 수분함유 상태에서는 물리적으로 압착이 되어 공기유통과 미생물 활동이 급격히 감소한다[10]. 그러므로, 폐기물의 종류와 퇴비화 system에 따라 적합한 초기 수분함량과 퇴비화 진행 중의 수분변화를 잘 조절하여야 한다.

3.5. 탄소/질소율 (C/N ratio)

유기성 폐기물의 탄질율은 미생물의 분해 대상인 기질(유기물)의 특성으로 효과적으로 퇴비화를 진행시키기 위한 가장 직접적인 중요 인자이다. 탄소는 미생물들이 성장하기 위한 에너지원으로, 질소는 생장에 필요한 단백질합성에 주로 쓰이는데, 보통 미생물 세포의 탄질율이 5-15로 미생물에 의한 유기물의 분해는 탄질율이 미생물 세포의 그것과 비슷해 질 때까지 이루어진다. Fig. 10에서 보는 바와 같이 처음에는 높으나 분해가 진행될수록 점차 낮아져 최종적으로 10정도가 된다[1]. 일반적으로 퇴

Table 4. Nitrogen content and C/N ratio of various wastes [37].

Wastes	% Nitrogen(d.w.)	C/N ratio
Food wastes	2.0-3.0	15
Total refuse	0.5-1.4	30-80
Sewage Sludge		
Activated	5.6	6
Digested	1.9	16
Wood	0.07	700
Paper	0.2	170
Grass clippings	2.2	20
Weeds	2.0	19
Leaves	0.5-1.0	40-80
Fruit wastes	1.5	3

비화에 적합한 폐기물의 초기 탄질율이 26-35로 탄질율이 35보다 높으면 질소부족현상이 나타나기 시작하여 미생물의 증식이 억제되고 따라서 퇴비화 속도가 늦어진다. 동시에 탄수화물이 많으므로 이것에 의해 생긴 유기산 등이 퇴비의 pH를 낮추고 역시 미생물의 성장과 활동도 억제된다. 반대로 탄질율이 너무 낮으면 질소가 암모니아로 변하여 pH를 증가시키고, 이것으로 인하여 암모니아 가스가 발생되어 퇴비화과정 중 좋지 않은 냄새가 생기게 된다[15, 16].

대부분 폐기물의 탄질율은 Table 4 와 같이 퇴비화에 적합한 범위내에 속하나 종이류가 섞이거나 나무등이 있을 경우는 cellulose에 의해 탄질율이 아주 높아진다. 이러한 경우에는 초기의 퇴비화 진행이 극히 느려지기 때문에 적절한 질소원의 첨가로 탄질율을 조절해야 한다. 또, 도시하수 슬릿지의 경우 탄질율이 낮기 때문에 역시 탄질율이 높은 폐기물과 섞어 적당한 범위로 조절하면 퇴비화 효율을 높일 수 있다. 지금까지 언급한 탄질율은 분석하고자 하는 유기물 전체를 갈아서 분석한 탄소, 질소함량에 기준을 둔 것으로 실제 미생물이 직접 분해하지 않는 부분도 분석되었다. 그러므로, 미생물이 분해하는 미세부위의 탄질율은 이것과 차이가 있을 수 있어서 탄질율이 분해율과 직접적 관련이 없을 수도 있다는 의견이 제안되었다[8].

3.6. 숙성도 (compost maturity)

퇴비화의 진행정도는 폐기물의 종류, 환경조건등

에 따라 다른데 어느 시점 또는 어떤 상태에서 퇴비화가 완료되었는지를 정확히 결정하는 것은 퇴비화 system의 효과적 운용과 완료된 퇴비의 사용 측면에서 볼때 아주 중요한 요인이다. 그러나, 이와 같은 중요성에도 불구하고 아직까지 여러가지 폐기물에 공통적으로 적용될 수 있는 퇴비화의 완료정도, 즉 퇴비숙성도를 나타내는 뚜렷한 지표가 없다. 다만 폐기물의 종류에 따라서 온도, CO₂ 발생량, 탄질율, 식물생육 억제정도 등을 추적하여 퇴비화 숙성도로 이용하고 있다[39]. 퇴비 숙성도란 개념자체가 어느 정도 모호한 것으로 필자는 숙성된 퇴비(mature compost)를 '유기물이 미생물 작용으로 분해되어 최종적으로 토양에 투입 되었을때 식물생장에 나쁜 영향을 미치지 않고 비료 또는 토양개량제로서의 역할을 할 수 있는 정도까지 안정화된 것'으로 정의하고자 한다. 여기서 식물생장, 넓게 말하여 농업생산적 측면을 강조하는 이유는 유기성 폐기물이 퇴비화 과정을 거쳐 퇴비가 되었을때 마지막으로 처리될 곳은 결국 토양이기 때문에 토양처리시 농작물에 아무런 나쁜 영향을 미치지 말아야 하기 때문이다.

세계 여러나라에서 각기 그 나라에서 배출되는 유기성 폐기물을 이용하여 숙성도를 결정 할 수 있는 지표를 만들기 위해 많은 연구가 수행되었다. Morel 등[31]은 도시 쓰레기 퇴비의 여러가지 요인분석, 즉, 탄질율, 다당류 함량, ATP, 부식질 추출후 색깔변화, 호흡량 측정 등을 통하여 수식을 만들어 일정수치 범위를 숙성도의 지표로 사용하고자 하였다. Katayama 등[26]은 하수 슬러지 퇴비의 토양 중 안정화 과정에서 숙성되지 않은 퇴비 첨가토양에서는 ammonification과 질산태 질소의 농도감소를 관찰하였으며 숙성된 퇴비첨가 토양에서는 nitrification이 일어났음을 조작하여 ammonification의 종료가 퇴비의 안정화가 이루어 진것이라고 제안하였다. 그러나, Riffaldi 등[39]은 제지 슬러지를 잘라 섞어 140일 동안 퇴비화 시킨 실험에서 여러가지 화학적, 미생물학적 분석을 한 결과 어떤 한 종류의 인자만으로 퇴비 숙성도를 나타내기는 어렵다고 결론지었다. 필자도 나무재 후 남은 나무껍질을 이용하여 퇴비화 진행중 미생물 분석을 통하여 숙성도를 나타내는 수식을 만들고자 시도하였다.

4. 유기성 폐기물 퇴비의 농업적 이용 가능성

퇴비화된 유기성 폐기물이 토양에 투입되면 땅의 여러가지 물리화학적 성질을 좋게 하여 식물생장을 증가시킨다는 연구보고는 세계적으로 농업관련 연구학자들에 의해 많이 되어있다. 특히, 퇴비화 되지 않은 유기물에 의해 발생 될 수 있는 질소기아현상, 식물생장에 해로운 물질의 생성, 악취발생 및 토양 환원 등의 문제가 거의 없어 폐기물 종류에 따라서는 작물생산에 유용하게 사용 될 수 있으므로, 외국에서는 오래전 부터 이와같은 유기성 폐기물 퇴비의 농업적 이용을 위하여 많은 연구를 해오고 있다. 그 중에서도 도시하수 처리 슬러지 (sewage sludge) 와 목재 제재 후 남은 경질나무껍질 (hardwood tree bark) 의 이용가능성에 관한 연구가 많이 이루어지고 있다[15, 22].

하수 슬러지는 탄질율이 낮기 때문에 탄질율이 높은 톱밥, 짚등과 섞어 퇴비를 만든 뒤 농토에 뿌려 작물의 생장에 필요한 비료로 사용하기도 하는데 때에 따라서는 퇴비화가 덜 된 퇴비사용으로 식물체 억제 효과가 나타나기도 한다[25]. 또 퇴비내의 독성물질 함유 여부 때문에 아직 식용작물 보다는 꽃, 관상식물 등의 원예작물 재배에 더 많이 이용되고 있는데, 외국 몇 나라에서는 이미 상품화되어 재배 토양으로 판매되기도 한다. 특히, 퇴비화 과정 중 일어나는 미생물 변화에 의해 퇴비가 식물 뿌리에 병을 일으키는 여러가지 유해 병원균을 억제 할 수 있는 능력이 생기기 때문에 농약을 사용하지 않고도 병을 막을 수 있어서 더욱 그 사용량이 증가되고 있다[11, 22]. 그 외에도 삼림지대에서 나무재배 하는곳에 퇴비를 사용한다던지 또는 잔디조성지역, 황폐화된 토양 및 버섯류의 재배에도 퇴비를 사용한다. 우리나라에서도 몇몇 소규모 업체가 유기성 폐기물의 퇴비화를 이용하여 유기질 비료를 이미 생산하고 있지만 사용처가 한정되어 있고 수요가 적기 때문에, 현재 상태에서는 많은양의 하수슬러지와 도시 쓰레기를 처리하기에는 그 규모가 작을 것으로 생각 된다. 그러나, 몇개의 대규모 축산 단지에서는 비교적 폐기물의 구성이 고른 축산분뇨 처리 슬러지를 이용한 퇴비를 만들어 비료로서 관

매할 계획도 세우고 있다. 앞으로 계속적으로 늘어나는 유기성 폐기물을 환경오염 없이 토양에 처리하기 위해서는 퇴비화하는 과정에서 작물생산에 유해하거나 토양오염을 가져올 수 있는 문제점들을 해결하여, 화학비료의 연속적 사용으로 생산능력이 떨어진 토양에 유기질 비료 또는 토양개량제로서 사용될 수 있게 하는 것이 무엇보다도 중요한 것으로 생각된다.

5. 결 론

유기성 폐기물의 대부분은 지구 생명권의 물질순환계와 생태학적 측면에서 볼 때 식물의 탄소동화작용과 토양 미생물의 작용에 의한 생산의 결과로 생긴 것이므로 자연적인 방법에 의해 다시 물질의 순환계로 되돌려 보내는 것이 가장 바람직하다. 폐기물을 인공적인 방법으로 소각한다든지 생태계의 자정 (self-purification) 능력을 넘어서 많은 양을 한꺼번에 매립하는 방법은 또 다른 문제들을 야기시킨다. 퇴비화 기술은 자연생태계, 즉 분해자 (decomposer) 인 미생물의 분해능력을 극대화 시켜 유기성 폐기물을 처리 할 수 있는 가장 좋은 방법 중의 하나로 이 기술의 개발과 사용은 '인간이 자연과 더불어 살아 간다'는 큰 명제에 적합하다고 생각된다.

유기성 폐기물의 효율적인 퇴비화를 위하여 폐기물의 균질화, 수거 처리과정에서의 여러가지 생물환경인자, 즉 온도, 공기, pH, 수분, 탄질율등의 적절한 제어가 이루어져야 하겠으며, 또한 완숙된 퇴비의 사용을 위하여 사용용도 개발과 용도에 적합하도록 여러가지 발생가능한 문제점들에 대한 연구 검토가 이루어져야 할 것이다.

참고문헌

- Alexander, M. Introduction to soil microbiology, John Wiley & Sons, New York, 1977.
- Amner, W., A. J. McCarthy and C. Edwards. Quantitative assessment of factors affecting the recovery of indigenous and released thermophilic bacteria from compost. *Appl. Env. Microbiol.* **54**(12): 3107-3112, 1988.
- Bagstam, G. Population changes in microorganisms during composting of spruce-bark. I. Influence of temperature control. *Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* **5**: 315-330, 1978.
- Bagstam, G. Population changes in microorganisms during composting of spruce-bark. II. Mesophilic and thermophilic microorganisms during controlled composting. *Env. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* **6**: 279-288, 1977.
- Boller, G. J. The fate of plant pathogens during composting of crop residues, p. 282-290. In J. K. R. Gasser (ed.), Composting of agricultural and other wastes. Elsevier Appl. Sci. Pub., New York, 1985.
- Boller, G. J., D. Volker and A. P. Wijner. Inactivation of soil-borne plant pathogens during small scale composting of crop residues. *Neth. J. Pl. Path.* **95** (suppl. **1**): 19-30, 1989.
- Chang, Y. and H. J. Hudson. The fungi of wheat straw compost. I. Ecological studies. *Trans. Br. Mycol. Soc.* **50**(4): 649-66, 1967.
- Chanyasak, V., T. Yoshida and H. Kubota. Chemical components in gel chromatographic fractionation of water extract from sewage sludge compost. *J. Ferment. Tech.* **58**(6): 533-539, 1980.
- Chanyasak, V., M. Hirai and H. Kubota. Changes of chemical components and nitrogen transformation in water extracts during composting of garbage. *J. Ferment. Tech.* **60**(5): 439-446, 1982.
- 최홍림, 김현내, 하호성, 남상일, 성형덕, 장원준, 정영륜. 진주상평공단 제지공단 제지공장에서 배출되는 폐수 슬러지 케이크의 퇴비화를 위한 모형 실험. 경상대학교 농업자원이용연구소보. **25**(2): 215-261, 1991.
- Chung, Y. R., H. A. J. Hoitink, W. A. Dick and L. K. Herr. Effects of organic matter decomposition level and cellulose amendment on the inoculum potential of *Rhizoctonia solani* in hardwood bark media. *Phytopathol.* **78**: 836-840, 1988.
- Chung, Y. R. and H. A. J. Hoitink. Interactions between thermophilic fungi and *Trichoderma hamatum* in suppression of *Rhizoctonia damping-off* in a bark compost-amended container

- medium. *Phytopathol.* **80**: 73-77, 1990.
13. De Bertoldi, M., G. Vallini, A. Pera and F. Zuccori. Comparisons of three windrow compost systems. *Biocycle* **23**(2): 45-50, 1982.
 14. 환경처. 부패성 쓰레기 분리수거 및 적정처리방압 조사연구 보고서(초안), 환경처, 1992.
 15. Finstein, M. S. and M. L. Morris. Microbiology of municipal solid waste composting. *Adv. Appl. Microbiol.* **19**: 113-151, 1975.
 16. Fogarty, A. M. and O. H. Tuovinen. Microbiological degradation of pesticides in yard waste composting. *Microb. Rev.* **55**(2): 225-233, 1991.
 17. Fugio, Y., S. Kume and S. Ueda. Correlation between physical and chemical changes of rice straw as a major constituent under composting. *J. Ferment. Tech.* **62**(4): 351-354, 1986.
 18. Godden, B. and M. J. Penninckx. Identification and evolution of the cellulolytic microflora present during composting of cattle manure: on the role of *Actinomycetes* sp. *Ann. Microbiol. (Inst.Pasteur)* **135B**: 69-78, 1984.
 19. Golueke, C. G. Composting. A study of the process and its principles. Rodale press, Emmaus, Penn., 1972.
 20. Hogan, J. K., F. C. Miller and M. S. Finstein. Physical modeling of the composting ecosystem. *Appl. Env. Microbiol.* **55**(5): 1082-1092, 1989.
 21. Hoitink, H. A. J., G. A. Kuter and C. E. Kipp, Jr. Optimum process parameters for composting sludge. *Ohio Report* **69**(3): 35-49, 1984.
 22. Hoitink, H. A. J. and P. C. Fahy. Basis for the control of soil borne plant pathogens with composts. *Ann. Rev. Phytopath.* **24**: 93-114, 1986.
 23. Hussong, D., W. D. Burge and N. K. Enkiri. Occurrence, growth, and suppression of *Salmonella* in composted sewage sludge. *Appl. Env. Microbiol.* **50**(4): 887-893, 1985.
 24. Jeris, J. S. and W. R. Regan. Controlling environmental parameters for optimum composting. II. Moisture, free air space and recycle. *Compost Sci.* **14**(2): 8-15, 1973.
 25. Katayama, A., M. Hirai, M. Shoda and H. Kubota. Inhibitory factor of sewage sludge compost for growth of komatsuna, *Brassica campestris* var. *rapifera* froug. *Env. Poll. (Ser. A)* **38**: 45-62, 1985.
 26. Katayama, A., K. C. Ker, M. Hirai, M. Shoda and H. Kubota. Stabilization process of sewage sludge compost in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* **33**(1): 123-135, 1987.
 27. Kuter, G. A., H. A. J. Hoitink and L. A. Rossman. Effects of aeration and temperature on composting of municipal sludge in a full-scale vessel system. *J. Water Poll. Cont. Fed.* **57**(4): 309-315, 1985.
 28. MacGregor, S. T., F. C. Miller, K. M. Psarianos and M. S. Finstein. Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Appl. Env. Microbiol.* **41**(6): 1321-1330, 1981.
 29. McKinley, V. L. and J. R. Vestal. Biokinetic analyses of adaptation and succession: microbial activity in composting municipal sewage sludge. *Appl. Env. Microbiol.* **47**: 933-941, 1984.
 30. Millner, P. D., K. E. Powers, N. K. Enkiri and W. D. Burge. Microbially mediated growth suppression and death of *Salmonella* in composted sewage sludge. *Microb. Ecol.* **14**: 255-265, 1987.
 31. Morel, J. L., F. Colin, J. C. Germon, P. Godin and C. Juste. Methods for the evaluation of the maturity of municipal refuse compost, p. 56-72. In J. K. R. Gasser (ed.), *Composting of agricultural and other wastes*. Elsevier Appl. Sci. Pub., New York, 1985.
 32. Nakasaki, K., M. Sasaki, M. Shoda and H. Kubota. Changes in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂ evolution rate. *Appl. Env. Microbiol.* **49**(1): 37-41, 1985.
 33. Nakasaki, K., M. Shoda and H. Kubota. Effect of temperature on composting of sewage sludge. *Appl. Env. Microbiol.* **50**(6): 1526-1530, 1985.
 34. Ottolenghi, A. C. and V. V. Hamparian. Multi-layer study of sludge application to farm land: prevalence of bacterial enteric pathogens and antibody status of farm families. *Appl. Env. Microbiol.* **53**(5): 1118-1124, 1987.
 35. Paul, E. A. and F. E. Clark. *Soil microbiology*

- and biochemistry. Academic Press, New York, 1989.
36. Poincelot, R. P. The biochemistry and methodology of composting. *Conn. Agric. Exp. Stn. Bull.* 727, 1971.
 37. Poincelot, R. P. A scientific examination of the principles and practice of composting. *Compost Sci.* 15(1): 24-31, 1974.
 38. Regulski, F. J. Changes in physical characteristics of bark-based and gasifier residue-based container media over time and by sample depth. *HortSci.* 19(4): 494-496, 1984.
 39. Riffaldi, R., R. Levi-Minzi, A. Pera and M. de Bertoldi. Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. *Waste Manag. Res.* 4: 387-396, 1986.
 40. 서 정 윤. 폐기물의 퇴비화 과정 중 물질 변화. 1. 탄소 화합물의 변화. *한국환경농학회지* 7(2): 136-145, 1988.
 41. 신 응 배. 유기성 폐기물의 자연환원과 활용에 관한 연구, 한국과학기술원, 과학기술처, 1989.
 42. Stevenson, F. J. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients, John Wiley & Sons, New York, 1986.
 43. Strom, P. F. Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid-waste composting. *Appl. Env. Microbiol.* 50(4): 899-905, 1985.
 44. Strom, P. F. Identification of thermophilic bacteria in solid-waste composting. *Appl. Env. Microbiol.* 50(4): 906-913, 1985.
 45. 성기석, 신재성. 산업 폐기물의 비료화 연구. *농시보:농연-농화* 2, 1983.