

토양중 제지슬러지의 분해 특성 및 중금속 변화

이홍재* · 정인호** · 조주식*** · 허종수*

Degradation Characteristics of Paper Sludge and Changes of Heavy Metals in Soil

Hong-Jae Lee*, In-Ho Jeong**, Ju-Sik Cho*** and Jong-Soo Heo*

Abstract

Chemical characteristics of paper sludge, degradation of the sludge in soil and CO₂ generation, and changes of nitrogen and heavy metals in soil treated with the sludge were investigated.

The results obtained was summarized as follows:

1. Degradation rate of paper sludge in soil was 19% at room temperature, and 28% at incubation(30°C) temperature after 12-weeks treatment.
2. T-C, T-N and the C/N ratio of the sludge in soil at room temperature were 15.5%, 0.22% and 71 respectively, and 14.5%, 0.24% and 60, respectively, at incubation(30°C) temperature after 12-week treatment.
3. CO₂ generation in soil treated with 1%, 3% and 5% of the sludge was 247mg/100g, 334mg/100g and 458mg/100g, respectively, at room temperature, and 385mg/100g, 550mg/100g and 618mg/100g, respectively, at incubation temperature after 12 weeks treatment.
4. Mineralization ratio of organic nitrogen in soil treated with 1%, 3% and 5% of the sludge was 8.7%, 13.4% and 16.2%, respectively, at incubation(30°C) temperature after 12-weeks treatment.
5. The amounts of DTPA-extractable Cu, Cd, Zn, Pb, and Cr in Soil treated with paper sludge were 0.7~2.2, 0.1~0.17, 1.4~2.8, 1.4~2.8, and 0~0.7mg/kg, respectively. Mean while, those of HNO₃ extractable Cu, Cd, Zn, Pb, and Cr were 7.9~10.0, 0.6~0.9, 17.6~34.4, 14.7~18.5, and 5.8~9.0mg/kg, respectively.

*경상대학교 농화학과(Dept. of Agricultural Chemistry, Gyeongsang National University, Chin Ju, 660-701, Korea)

**경상남도보건환경연구원(Provincial Government Insitute of Health and Environment, Chang Won, 133-1, Kyong Sang Nam-Do)

***경상대학교 공동실험실습관(Central Laboratory, Gyeongsang National University, Chin Ju, 660-701, Korea)

서 론

산업폐기물의 발생량은 매년 증가하고 있으며 폐기물의 재활용에 관한 연구는 사회적 및 환경보전적 차원에서 중요한 일이라 아니할 수 없다.^{1,2)} 현행 폐기물의 처리는 매립, 해양투기, 소각, 재활용 등의 방법으로 처리되고 있으나, 매립이 대부분을 차지하며 재활용은 약 30%로서 조금씩 증가하는 추세이다. 산업폐기물중 제지슬러지는 연간 100만톤 이상 발생되며³⁾ 유기물함량이 높고 중금속 등 유해물질이 비교적 적게 함유되어 있어 농지에 시용하면 우리 나라와 같이 유기물함량이 부족한 토양에서는 유기물자원으로서의 이용가치가 높을 것이다. 슬러지를 토양에 시용하면 수분함량 및 보수력증진, CEC증대, 토양의 입단조직 증대, 토양내 미생물을 증가시키는 등 토양의 물리적 성질을 개선시키며 작물에 필요한 영양원을 공급할 수 있다.⁴⁾ 그러나 과다하게 시용할 경우 토양 pH를 낮게하며 염류의 농도를 높이거나 높은 C/N율로 인한 작물과 토양 미생물간의 질소 결합 등으로 뿌리의 생육에 장애를 초래할 수도 있다. 또한 중금속을 함유하고 있을 경우 동식물에 대한 중금속축적 문제를 야기시킬 수 있기 때문에 식용작물에는 시용하기 어려운 문제점이 있다.⁵⁾ 그러나 토양중 중금속의 특성을 파악하여 시용하면 작물의 생육 및 작물체내 중금속의 축적을 최소화시킬 수 있을 것이다. 일반적으로 토양중 중금속류는 작물에 흡수 불가능한 형태와 흡수 가능한 형태로 구분할 수 있는데 흡수 불가능한 형태는 CO₃, sulfide, Si, 유기물 및 점토와 결합되어 있고 토양 시용기간이 경과할수록 흡수 불가능한 형태로 변화되는 성질을 가지고 있다. 특히 토양중 유기물은 중금속 흡착력을 2~4배 증가시키는 것으로 알려져 있고 계속해서 중금속을 흡수 불가능한 형태로 하기 위해서는 유기물을 보충시켜 주어야 한다는 보고도 있다.⁶⁾

본 연구는 제지슬러지의 농지이용가능성을 검토하기 위하여 슬러지의 이화학적 특성 및 침출액별 중금속 함량을 조사하였고 슬러지의 토양중 매립시

그 분해양상, 슬러지 처리 토양중 CO₂ 발생량, 유기태질소의 무기화 및 토양중 중금속 변화 등을 검토하였으며 그 결과를 보고코자 한다.

재료 및 방법

공시토양 및 슬러지

공시 토양은 경상대학교 부속농장의 토양을 사용하였고 공시 제지슬러지는 경남 진주시 상평공단의 제지공장슬러지를 사용하였다. 공시 토양 및 제지슬러지의 이화학적 특성은 Table 1에서 보는 바와 같다.

실험 방법

1. 제지슬러지의 토양중 분해율, T-C 및 T-N 조사

공시 제지슬러지를 각각 100g씩 polyethylene천으로 싸서 100용량의 플라스틱 용기에 10cm 깊이로 매설한 다음 수분을 포장상태로 유지시키면서 실온과 항온(30°C)에서 각각 3반복으로 처리하여 매설 1주, 2주, 4주, 6주, 8주, 10주 및 12주 후 슬러지의 분해율을 중량법으로 구하였고 슬러지의 T-C, T-N 및 C/N율을 각각 조사하였다.

이때 실온에서의 슬러지 매설 시기별 실제 온도는 평균 12.3°C로서 1995년 1~3월에 수행하였다.

2. 슬러지처리 토양중 CO₂ 발생량, 질소 및 중금속 변화 조사

공시 제지슬러지를 처리한 토양중 CO₂발생량 조사는 田邊⁷⁾, Puig-Gimenez⁸⁾ 및 Nommik⁹⁾의 방법에 의하였다. 즉 공시 토양을 5mm체에 통과시킨 다음 토양 100g에 2mm체를 통과시킨 슬러지를 각각 1%, 3% 및 5%의 비율로 혼합한 후 300ml의 플라스틱 용기에 넣어서 수분을 포장상태로 유지시켰다. 이때 플라스틱 용기내에 50ml용량의 Beaker를 넣고 Beaker내에 0.4N-NaOH 40ml을 넣은 후 용기를 밀

Table 1. Characteristics of the paper sludge and soil used in the experiment.

	pH (1:5)	Moisture %	T-C %	T-N %	C/N ratio	NH ₄ µg/g	NO ₃ µg/g	P ₂ O ₅ µg/g	K ₂ O %	CaO %	MgO %
Paper sludge	8.1	73.6	19.1	0.21	91	56.7	23.9	263	0.02	1.10	0.75
Soil	6.1	-	1.67	0.07	24	1.2	5.9	69.9	0.03	0.11	0.15

	DAPA*— extractable					HNO ₃ ⁻ extractable				
	Cu	Cd	Zn	Pb	Cr	Cu	Cd	Zn	Pb	Cr
 µg/g									
Paper sludge	4.3	0.3	13.8	1.4	0.3	10.5	0.8	37.8	17.5	1.9
Soil	0.9	0.1	1.2	2.7	-	9.2	0.6	32.5	17.9	7.5

*0.005M DTPA(Diethylenetriaminepentaacetic acid) + 0.01M CaCl₂ + 0.1M triethanolamine(pH was adjusted to 7.3 with HCl)

폐시켰다. 이렇게 하여 1주 및 2주간격으로 12주 동안 NaOH에 흡수된 CO₂를 BaCl₂로 침전시킨 후 0.4N-HCl로 역적정하여 CO₂ 발생량을 구하였다.

슬러지처리 토양중 질소 및 중금속 변화 조사는 CO₂발생량 조사와 동일한 방법으로 처리하였으며, 수분을 포상상태로 하여 항온 30°C하에서 처리 6주 및 12주 후 토양중 무기태질소(NH₄⁺ + NO₂⁻ + NO₃⁻-N)를 분석하였으며, 총질소에서 무기태질소를 제외한 나머지를 유기태질소로 계산하였고, 중금속 변화 조사는 실온 및 항온하에서 처리 6주 및 12주 후 침출액별 중금속농도를 측정하였다.

3. 분석방법

공시 슬러지 및 토양의 분석은 토양화학 분석방법¹⁰⁾, Standard Method¹¹⁾ 및 환경오염공해공정시험법¹²⁾에 준하여 분석하였다. 슬러지처리 토양중 중금속은 토양시료 10g을 DTPA(0.005M-DTPA+0.01M CaCl₂+0.1M triethanolamine) 및 4M-HNO₃ 침출액으로 각각 2시간 용출시킨 후 atomic absorption spectrophotometer (Shimadzu AA-680, Japan)로 분

석하였다.

결과 및 고찰

1. 제지슬러지의 토양중 분해율

제지슬러지의 토양중 분해율을 조사하기 위하여 슬러지를 polyethylene천으로 싸서 실온 및 항온하에 매립 시기별 슬러지의 분해율을 조사한 결과는 Fig.1 에서 보는 바와 같다. 실온에서 매립 2주 후 약 2%분해가 되었으며, 그후 시일이 경과함에 따라 서서히 분해되어 매립 12주 후 약 19%분해되었다. 그리고 항온(30°C)하에서는 매립 2 주 및 6주 후 각각 약 7% 및 18%로 급격히 분해되었으며 그 후 시일이 경과함에 따라 계속적으로 분해되어 매립 12주 후 약 28%분해되었고 실온에 비하여 분해율이 약 47%증가하였다. 이러한 결과로 미루어 볼때 토양중 슬러지의 분해미생물은 주로 중온균이라는 것은 알 수 있었고 항온에서 초기에 분해가 급격히 진행된 것은 미생물이 분해하기 비교적 쉬운 유기물이 분해된 것으로 사료되었다. 또한 Stewart¹³⁾ 등

은 용해성 당분, 아미노산, 지방 및 단백질 등은 분해가 쉽게 일어나고 셀룰로오스, 리그닌 및 wax 등은 비교적 분해가 잘되지 않는다고 하였다.

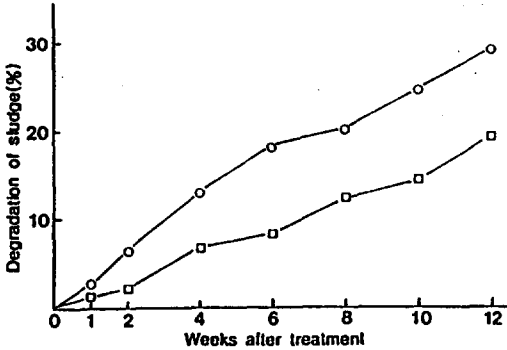


Fig. 1. Degrees of degradation of paper sludge in soil at natural and incubation temperature for 12 weeks.

□ : Natural temp.
○ : Incubation temp.(30°C)

2. 제지슬러지의 토양중 T-C, T-N 및 C/N을 변화

슬러지의 토양중 매립 시기별 T-C 및 T-N의 변화를 실온 및 항온에서 조사한 결과는 Fig. 2 및 Fig. 3에서 보는 바와 같다. 먼저 실온에서 T-C 변화는 매립 2주 후 약 17.5%로 원 슬러지에 비하여 약 8.4%가 감소하였으며 그후 서서히 감소되어 매립 12주 후 약 15.5%이었다. T-N의 변화는 매립 2주까지 약간 증가하였고 그후 거의 변화가 없었으며, 매립 12주 후 약 0.22%이었다. 항온하에서 T-C의 변화는 매립 2주 후 약 17%이었으며, 그후 실온에 비하여 감소가 심하였고 매립 12주 후 약 14.5%이었다. 항온하에서 T-N의 변화는 매립 6주까지 약간 증가하는 경향이었으나, 그후 거의 변화가 없었으며 매립 12주 후 약 0.24%이었다.

제지슬러지의 토양중 C/N을 변화를 조사한 결과는 Fig. 4에서 보는 바와 같이 실온에서는 매립 2주까지 감소하여 약 76이었으며 그후 거의 변화가

없었다. 항온에서는 매립 2주 후 약 71로서 그후 서서히 감소하여 매립 12주 후 약 60이었다. C/N율은 슬러지의 분해 안정화에 중요한 인자중의 하나이며 C/N비가 너무 적으면 질소가 유실되며 C/N비가 35이상이면 미생물의 자체증식이 일어나지 않고 생명을 유지하기 위한 탄소를 소비하게 되므로 분해 안정화 속도가 완만하게 된다고 하였다.¹⁴⁾ Willson¹⁵⁾ 등은 C/N비가 25~35일 경우 안정화가 잘 이루어진다고 하였으나 본 실험에서는 원 슬러지의 C/N율이 90이상이었으므로 슬러지의 분해 안정화 속도가 지연된 것으로 생각되었다.

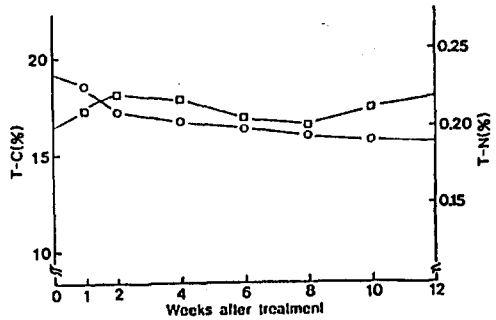


Fig. 2. Changes of T-C and T-N of paper sludge in soil at natural temperature for 12 weeks.

○ : Total carbon
□ : Total nitrogen.

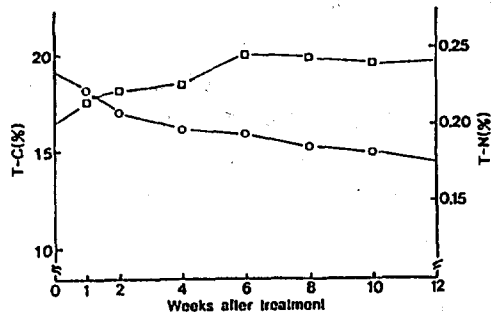


Fig. 3. Changes of T-C and T-N of paper sludge in soil at incubation(30°C) temperature for 12 weeks.

○ : Total carbon
□ : Total nitrogen

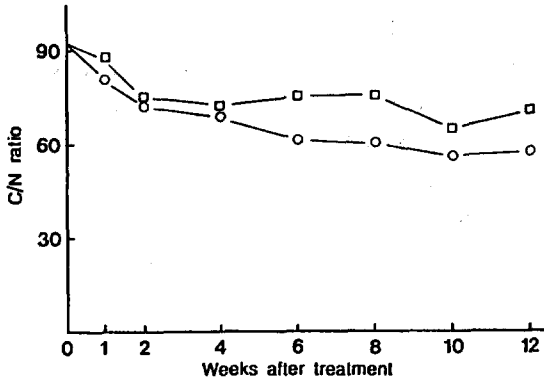


Fig. 4. Changes of C/N ratio of paper sludge in soil at natural and incubation temperature for 12 weeks.

□ : Natural temp.
○ : Incubation temp.(30°C)

3. 제지슬러지처리 토양중 CO₂발생량

슬러지를 토양중 1%, 3% 및 5%의 비율로 처리하여 토양중 CO₂ 발생량을 조사한 결과는 Fig. 5 및 Fig. 6에서 보는 바와 같다. 슬러지처리 4주 후 1%, 3% 및 5% 처리했을 경우 실온에서의 CO₂발생량은 각각 약 121mg/100g, 186mg/100g 및 189mg/100g 이었으며 그후 처리 시일이 경과함에 따라 슬러지 처리량과 비례하여 CO₂ 발생량도 증가하였고 처리 12주 후 CO₂발생량은 각각 약 247mg/100g, 334mg/100g 및 458mg/100g이었다.

항온하에서는 실온에서의 비교해 볼 때 전반적으로 처리 1주간은 CO₂발생량이 매우 많았으며 처리 4주 후 1%, 3% 및 5% 처리했을 경우 CO₂발생량이 각각 약 260mg/100g, 375mg/100g 및 452mg/100g 이었다. 그후 처리 시일이 경과함에 따라 CO₂ 증가율이 감소하였으며, 처리 12주 후 각각 약 385mg/100g, 550mg/100g 및 618mg/100g이 발생하였고 실온에 비하여 각각 56%, 65% 및 35% 증가되었다. Das¹⁶⁾ 등은 CO₂발생은 토양의 특성 및 슬러지의 종류에 따라 다르며, 미생물의 성장과 밀접한 관계를 가지고 있다고 하였으며 Agbim¹⁷⁾ 등은 슬러지 처리시 신선한 유기물질이 많이 함유되어 있으며

CO₂발생량이 증가하며 처리 367일 후 총 유기물질의 약 11~55%가 CO₂로 발생된다고 하였다.

처리 12주 동안 CO₂ 발생량의 경향을 구체적으로 알아보기 위하여 Broaddbent¹⁸⁾ 등이 제시한 $Y = aT^n$ (Y =슬러지 처리 후 t 주에 발생한 CO₂발생량, T =처리 후 시기, a =1주 후 CO₂발생량, n = t 시기의 기울기, 즉 CO₂발생 경향)식에 적용시켜 대수 그래프로 나타낸 결과는 Fig. 7에서 보는 바와 같이 실

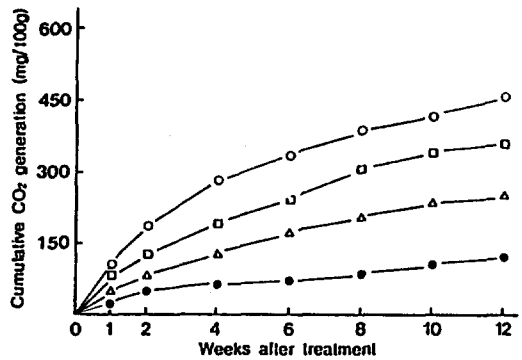


Fig. 5. Cumulative CO₂ generation in soil treated with paper sludge at natural temperature for 12 weeks.

● : 0% sludge △ : 1% sludge
□ : 3% sludge ○ : 5% sludge

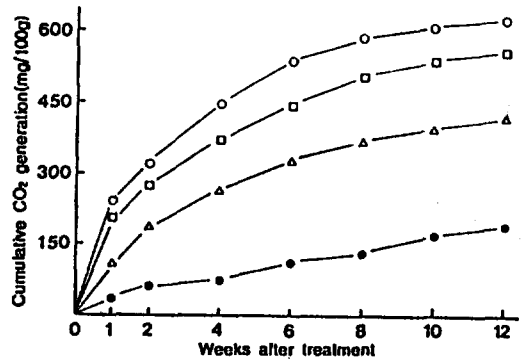


Fig. 6. Cumulative CO₂ generation in soil treated with paper sludge at natural temperature for 12 weeks.

● : 0% sludge △ : 1% sludge
□ : 3% sludge ○ : 5% sludge

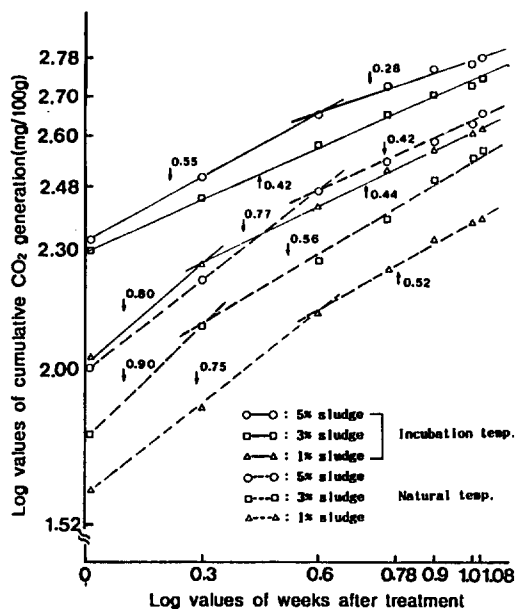


Fig. 7. Log-log of cummulative CO₂ generation in soil treated with sludge at natural and incubation temperature for 12 weeks. The numbers indicate the slopes of the graph.

온에서는 처리량에 따라 약간 다르지만 n 값이 처리 4주까지 0.75~0.90로서 기울기가 처리 4~12 주 후의 0.42~0.52보다 큰 것으로 보아 처리 4주까지 CO₂ 발생량이 많은 것을 알 수 있었다. 또한 항온하에서는 처리 1주까지 a의 값이 실온에 비하여 매우 크고 이 후에는 n 값이 0.44~0.80으로 작은 것으로 보아 항온하에서 처리 초기가 후기에 비하여 CO₂ 발생량이 많은 것을 알 수 있었다. Hsieh¹⁹⁾ 등에 의하면 슬러지처리 토양중 n 값이 0.2~0.9이며 혐기소화된 슬러지처리에 비하여 활성슬러지 처리가 CO₂ 발생량이 많다고 하였다.

4. 제지슬러지처리 토양중 질소의 변화

슬러지를 토양에 처리 했을 경우 토양중 무기태 질소의 변화 및 유기태질소의 무기화율을 항온하에

서 조사한 결과는 Table. 2에서 보는 바와 같이, 슬러지를 1%, 3% 및 5% 처리 했을 경우 총질소는 각각 약 71.0mg/100g, 73.6mg/100g 및 75.2mg/100g 이었으며 그후 표에서 나타내지 않았지만 감소하였고 초기 무기태질소는 각각 약 0.78mg/100g, 0.93 mg/100g 및 1.08mg/100g으로서 처리량이 증가할수록 약간 증가하였지만 원슬러지 자체의 무기태질소 함량은 매우 적었다. 또한 처리 12주 후 무기태질소 함량은 각각 약 6.94mg/100g, 10.8mg/100g 및 13.2 mg/100g으로서 처리량이 증가할수록 무기태질소의 함량은 증가하였고, 유기태질소의 무기화율도 각각 약 8.7%, 13.4% 및 16.2%로 증가하였다. 이는 토양 및 슬러지중 무기화에 관여하는 미생물이 생육하고 있는 것을 알 수 있었고 특히 슬러지 처리량이 증가할수록 무기화율도 증가하는 것으로 미루어 볼 때 슬러지중에 무기화에 관여하는 미생물이 많이 존재 하고 있는 것을 알 수 있었다. Parker²⁰⁾의 연구에서는 토양의 특성에 따라 다르지만 활성슬러지는 40%, 혐기성슬러지는 15%, 퇴비화된 슬러지는 8%정도로 유기태질소가 무기화된다 하였고 Volz²¹⁾ 등은 슬러지처리 토양중 무기태질소의 증가는 슬러지의 NH₄⁺, NO₂⁻ 산화 미생물, NO₃⁻ 환원 및 탈질미생물이 증가하여 토양중 무기태질소가 증가된다고 하였다.

5. CO₂발생량과 무기태질소 함량과의 관계

슬러지를 토양중 1%, 3% 및 5%로 처리했을 경우 항온하에서 토양중 처리시기별 CO₂발생량과 무기태 질소함량과의 상관관계를 조사한 결과 Fig. 8에서 보는 바와 같이 처리 12주 동안 고도의 유의성 있는 정의상관관계를 나타내었다. 슬러지 처리시 CO₂ 발생량은 토양중 무기태질소의 함량에 비하여 처리 초기에 급격히 발생하였으며 처리 6주 후부터 CO₂ 발생량의 증가율은 감소하였으나 토양중 무기태질소의 함량은 처리량에 따라 약간 다르지만 처리 12주까지 계속적으로 증가하였다.

Table 2. Organic nitrogen mineralized in soil treated with sludge at incubation temperature at 12 weeks after treatment.

Treatment (%)	Initial		Inorganic-N at 12 weeks after treatment(c) (mg/100g)	Organic-N Mineralized* (%)
	Total-N(a) (mg/100g)	Inorganic-N(b) (mg/100g)		
0	69.1	0.71	6.01	7.67
1	71.0	0.78	6.94	8.68
3	7.6	0.93	10.8	13.4
5	75.2	1.08	13.2	16.2

$$\% \text{ of organic-N mineralized} = \frac{(c) - (b)}{(a) - (b)} \times 100$$

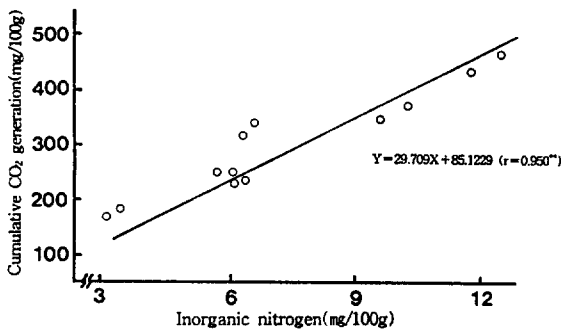


Fig. 8. Relationship between inorganic nitrogen and cumulative CO₂ generation in soil treated with paper sludge at incubation temperature for 12 weeks.

6. 제지슬러지처리 토양중 중금속 변화

슬러지를 토양에 처리하였을 경우 토양중 중금속 변화를 조사하기 위하여 슬러지를 토양중 1%, 3% 및 5%로 처리하여 실온 및 항온하에서 처리시기별, 중금속 추출용액별(DTPA 또는 HNO₃) 토양중 중금속변화를 조사한 결과는 Table 3에서 보는 바와 같다.

Cu는 처리시기별 및 온도별 토양중 중금속 농도는 크게 차이가 없었으며 5% 슬러지 처리구의 경우 DTPA로 추출하였을 때 다른 처리구에 비하여 약간 증가되었다. Cu는 논 토양에서 0.1N-HCl 가용성이

로 125mg/Kg 이상으로 함유되어 있을 경우 Cu오염지역으로 규정되어 있으며 우리나라 토양에서 천연함유량은 20mg/Kg정도인 것으로 보고되고 있다.²²⁾

Cd는 처리시기별, 온도별 및 처리량별로는 크게 차이가 없었으며 DTPA용액으로 추출한 경우가 HNO₃용액으로 추출하였을 경우의 약 23%였다. Zn은 처리시기별로는 크게 차이가 나지 않았지만 항온하에서는 실온에 비하여 추출용액 모두 높게 용출되었으며 슬러지처리량이 증가할수록 토양중 Zn의 함량은 높았다. 일반 토양중 Zn의 함량은 10~300mg/kg이며 평균 30~50mg/kg 정도로 알려져 있으며²²⁾, 본 실험에서 Zn함량은 DTPA로 추출한 경우 1.43~2.78mg/kg, HNO₃로 추출한 경우 17.6~34.4mg/kg이었다. Pb는 처리시기별 및 온도별로 크게 차이가 없었으며 토양중 Pb의 함량은 DTPA용액으로 추출한 경우 1.42~2.82mg/kg, HNO₃용액으로 추출한 경우 14.7~18.5mg/kg이었고 DTPA용액으로 추출한 경우가 HNO₃용액으로 추출한 경우의 약 14%이었다. 토양중 Pb의 천연함유량은 10mg/kg정도이며, 토양중 Pb는 PbCO₃나 Pb₃(PO₄)₂의 형태로 불용화되며 산성 조건하에서 가용화되는 것으로 알려져 있다. 또한 토양중 Pb함량이 400~500 mg/kg이상인 경우 해작용을 입는 것으로 알려져 있으며, 발토양이 논토양에 비하여 Pb의 해작용이

Table 3. DTPA and HNO₃ extractable heavy metals in soil treated with paper sludge at natural and incubation temperature for 12 weeks.

(mg/kg)

Heavy metals	Treat-ment of sludge (%)	Natural temp.						Incubation temp.					
		DTPA			HNO ₃			DTPA			HNO ₃		
		Weeks after treatment											
		0	6	12	0	6	12	0	6	12	0	6	12
Cu	0	0.89	1.05	0.91	9.18	9.05	9.30	0.89	1.21	1.14	9.18	9.16	8.69
	1	0.95	1.02	0.72	8.92	8.90	8.90	0.95	1.23	1.12	8.92	7.89	8.49
	3	0.95	1.02	1.10	8.80	8.54	10.0	0.95	1.12	1.95	8.80	9.63	8.19
	5	1.28	2.16	1.38	9.52	8.87	9.54	1.28	1.45	1.84	9.52	7.64	9.23
Cd	0	0.13	0.12	0.16	0.60	0.86	0.63	0.13	0.12	0.12	0.60	0.56	0.59
	1	0.14	0.12	0.11	0.57	0.91	0.62	0.14	0.15	0.13	0.57	0.61	0.56
	3	0.11	0.12	0.12	0.64	0.62	0.64	0.11	0.13	0.17	0.64	0.58	0.57
	5	0.10	0.10	0.11	0.62	0.60	0.61	0.10	0.10	0.14	0.62	0.56	0.61
Zn	0	0.16	0.10	0.98	32.5	34.6	33.3	1.16	1.40	1.37	32.5	36.0	33.6
	1	2.09	2.12	1.93	31.8	34.2	34.4	2.21	2.26	2.42	31.8	30.4	32.9
	3	1.54	1.55	1.70	26.8	24.9	22.3	1.54	1.50	1.43	26.8	26.9	26.4
	5	2.59	2.78	2.61	30.0	26.5	23.0	2.59	2.78	2.70	20.7	19.8	17.6
Pb	0	2.66	2.82	2.77	17.9	19.7	18.9	2.66	2.79	3.09	17.9	16.0	17.5
	1	1.68	1.83	2.06	18.5	16.5	17.8	1.68	2.59	1.75	18.5	15.9	17.4
	3	1.99	1.42	1.64	17.0	15.4	17.6	1.99	2.40	1.89	17.0	15.1	17.5
	5	2.77	2.32	2.27	16.6	15.2	16.2	2.77	2.82	2.37	16.6	14.7	16.9
Cr	0	0.02	—	—	7.50	6.81	5.20	0.02	—	—	7.50	8.52	6.52
	1	0.03	—	—	7.47	5.81	8.23	0.03	—	—	7.47	8.23	6.38
	3	0.27	0.21	0.08	7.24	7.44	9.00	0.27	0.31	0.38	7.24	8.08	6.72
	5	0.47	0.41	0.31	7.52	7.60	8.36	0.47	0.51	0.70	7.52	7.48	6.80

큰 것으로 보고되고 있다.²²⁾

Cr은 향은 및 실온에서 공히 DTPA추출액에서는 처리량에 따라 증가하는 경향이었고 HNO₃추출액에서는 큰 변화가 없었다. 토양중 Cr의 함량은 평균 100mg/kg 정도이며 대부분 난용성으로 존재하며 수도의 경우 Cr³⁺는 60mg/kg 이상 Cr⁶⁺는 5mg/kg 이상에서 생육이 저해되는 것으로 알려져 있다.²²⁾

국내 비료공정규격²⁴⁾에는 As, Cd, Hg 및 Pb함량

을 각각 50mg/kg, 5mg/kg, 2mg/kg 및 150mg/kg이하로 규정하고 있으며 Chaney²³⁾에 의하면 시용될 슬러지중 중금속함량은 Zn < 2000mg/kg, Cu < 800 mg/kg, Ni < 100mg/kg, Pb < 1000mg/kg, B < 100 mg/kg, Hg < 15mg/kg 및 Cd는 Zn의 0.5%이하로 규정되어 있고, 토양중 중금속의 최대허용량²⁵⁾은 Zn 300mg/kg, Cu, Cr, Ni 및 Pb가 100mg/kg, Co 및 As가 500mg/kg, Cd 및 Hg가 5mg/kg로 규정하였

으며, 본 시험에 사용한 슬러지 및 슬러지 처리시 토양중 중금속함량은 이들 규정에 비하여 낮았다.

적 요

제지슬러지의 농업적 이용 가능성을 검토하기 위하여 이들 슬러지의 이화학적 특성, 슬러지의 토양중 분해율, 토양중 CO₂발생량, 질소 변화 등 분해 특성 및 토양중 추출용액별 중금속함량을 조사한 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 제지슬러지를 토양에 매립했을 경우 슬러지의 분해율은 매립 12주 후 실온에서 약 19%이었고, 항온(30°C)하에서는 약 28%이었다.
2. 슬러지를 토양중에 매립했을때 T-C, T-N 및 C-N율은 실온에서는 매립 12주 후 각각 약 15.5%, 0.22% 및 71이었고, 항온(30°C)하에서는 매립 12주 후 각각 약 14.5%, 0.24% 및 60이었다.
3. 토양중 슬러지를 1%, 3% 및 5%로 처리했을 경우 처리 12주 후 CO₂발생량은 실온에서 각각 약 247mg/100g, 334mg/100g 및 458mg/100g이었고, 항온(30°C)하에서는 각각 약 385mg/100g, 550mg/100g 및 618mg/100g이었다.
4. 토양중 슬러지를 1%, 3%, 5%로 처리했을 경우 항온(30°C)하에서 처리 12주간 유기태질소의 무기화율은 각각 약 8.7%, 13.4% 및 16.2%이었다.
5. 토양중 슬러지를 1%, 3%, 5%로 처리했을 경우 토양중 DPTA추출 Cu, Cd, Zn, Pb 및 Cr농도는 각각 약 0.7~2.2mg/kg, 0.1~0.17mg/kg, 1.4~2.8mg/kg, 1.4~2.8mg/kg 및 0~0.5mg/kg이었고, HNO₃추출 Cu, Cd, Zn, Pb 및 Cr농도는 각각 약 7.9~mg/kg, 0.6~0.9mg/kg, 17.6~34.4mg/kg, 14.7~18.5mg/kg 및 5.8~9.0mg/kg이었다.

참고문헌

1. Chang, A. C., A. L. Page and J. E. Warneke (1983). Soil conditioning effects of municipal sludge compost, *J. Environ. Engin.*, **109**(3) : 574-583.
2. Crey, R. B., L. D. King, D. S. Lue-Hing, J. Fenning, J. Smieh and J. M. Walker (1987). Effects of sludge properties on accumulation of trace elements by crops. In A. L. Page et al.(ed) Land application of sludge, food chain implications, Lewis Publ., Chelsea, ML. 25-51.
3. 許鍾秀, 金光植(1985). 製紙슬러지의 施用이 논 土壤의 化學性과 水稻生育에 미치는 影響, 韓國 環境農學會誌, **5**(1) : 1-9.
4. Logan, T. J., and R. L. Chaney(1983). Utilization of municipal wastewater and sludge on land-Metals. In A. L. Page et al. (ed) Proc. of the Workshop on Utilization of Municipal Waste Water and Sludge on the Land. Univ. of California, Riverside, C. A., 235-247.
5. Carlile, W. R. and L. G. Davies(1983). The use of composted peat-sludge mixtures in horticultural growth, *Acta Horticulturae*, **150** : 511-517.
6. Viets, F. G.(1962). Chemistry and Availability of Micronutrients in Soils, *Agri. Food Chem.*, **10** : 174-178.
7. 田邊市郎, 渡邊巖(1966). 土壤微生物作用의 測定法, 日土肥誌, **37**(1) : 46-54.
8. Puig-Gimenez, M. H. and Chase, F. E.(1984). Laboratory Studies of Factors Affecting Microbial Degradation of Wheat Straw Residues in soil, *Can. J. Soil Sci.*, **64** : 9-19.
9. Nommik, H.(1971). A Technique for determining mineralization of carbon in Soils During Incubation, *Soil Sci.*, **112** : 131-136.
10. 土壤化學分析方法(1989). 農業技術研究所.
11. APHA-AWWA-WPCF(1989). Standard method for The Examination of Water and Wastewater.
12. 環境汚染公定試驗方法(1992). 東和技術.
13. Stewart, B. A. and L. R. Wabber(1976). Consideration of soils accepting wastes in land application of waste materials, *Soil Con. Society*

- of America.
14. Seo, J. Y.(1989). Changes of Chemical Compounds in Compost of Municipal Refuse. Korean, *J. Environ. Agric.*, **8**(1) : 55-59.
 15. Willson, G. B. and E. Epstein(1976). A forced aeration system for composting wastewater sludge, *J. water Poll. Control Fed.*, **48**(4) : 688-694.
 16. Das, A. C.(1970). Carbon dioxide evolution from soils, Part I-A preliminary study. *Technology*, **7** : 252-254.
 17. Agbim, N. N., Sabey, B. R. and C. M. Donald (1977). Land Application of Sewage Sludge : V. Carbon Dioxide Production as Influenced by and Wood Waste Mixtures, *J. Environ. Qual.*, **6**(4) : 446-450.
 18. Broadbent, F. E., R. H. Jackman and J. Mcnicoll(1964). Mineralization of carbon and nitrogen in some new zealand allophanic soils, *Soil Sci.*, **98** : 118-128.
 19. Hsieh, Y. P. Lowell, A. D. and L. M. Harry (1981). Modeling sewage sludge decomposition in soil : I. Organic carbon transformation, *J. Environ. Qual.*, **10**(1) : 54-58.
 20. Parker, C. F., and L. E. Sommers(1983). Mineralization of nitrogen in sewage sludges, *J. Environ. Qual.*, **12** : 150-156.
 21. Volz M.G. and G.H. heichel(1979). Nitrogen transformations and microbial population dynamic in soil amended with fermentation residue, *J. Environ. Qual.*, **8**(3) : 434-439.
 22. 三訂土壤學(1987). 郷文社.
 23. Chaney, R. L.(1973). Crop and food chain effects of toxic elements in sludges and effluents on land. p. 129-141, In Recycling municipal sludges and effluents on land. Nat. Assoc. State Univ. and Land-Grant Colleges, Washington, D. C.
 24. 肥料公定規格(1994). 農林水産部.
 25. Verloo, M., L. Kiekens and A. Cottenie(1980). Distribution patterns of essential and non-essential trace elements in the soil-soil solution system, *Pedologie* **XXX** : 163-175.