지하수토양환경 Vol. 18(3), p. 73~81, 2013 http://dx.doi.org/10.7857/JSGE.2013.18.3.073

≪原著≫

오염토양 정화공법이 토양의 생물학적 특성에 미치는 영향

이용민[1] · 김국진[2] · 성기준[1]*
[1]부경대학교 생태공학과
[2](주)오이코스

Effects of Soil Remediation Methods on the Biological Properties of Soils

Yongmin Yi[1] · Gukjin Kim[2] · Kijune Sung[1]*
[1]Department of Ecological Engineering, Pukyong National University, Korea
[2]OIKOS Co. Ltd., Korea

ABSTRACT

Various remediation methods have been applied to clean soils contaminated with pollutants. They remove contaminants from the soils by utilizing physicochemical, biological, and thermal processes and can satisfy soil remediation standards within a limited time; however, they also have an effect on the biological functions of soils by changing soil properties. In this study, changes of the biological properties of soils before and after treatment with three frequently used remediation methods-soil washing, land farming, and thermal desorption-were monitored to investigate the effects of remediation methods on soil biological functions. Total microbial number and soil enzyme activities, germination rate and growth of *Brassica juncea*, biomass change of *Eisenia andrei* were examined the effects on soil microorganisms, plant, and soil organisms, respectively. After soil washing, the germination rate of *Brassica juncea* increased but the above-ground growth and total microbial number decreased. Dehydrogenase activity, germination rate and above-ground growth increased in both land farming and thermal desorption treated soil. Although the growth of *Eisenia andrei* in thermal desorption treated soil was higher than any other treatment, it was still lower than that in non-contaminated soil. These results show that the remediation processes used to clean contaminated soil also affect soil biological functions. To utilize the cleaned soil for healthy and more value-added purposes, soil improvement and process development are needed.

Key words : Total microbial number, Soil enzyme activity, *Brassica juncea*, *Eisenia andrei,* Soil reuse

1. 서 론

토양 오염문제는 주변 생태계와 인근 주민들에 대한 잠재적인 위해성을 가짐으로써 새로운 환경문제가 될 수 있어(Nam et al., 2008), 오염토양의 정화 필요성이 증가하고 있다. 오염토양을 정화하는 기술은 오염물질의 제거 방법에 따라 물리화학적, 생물학적, 열적 처리기술 등으로 분류된다. 오염물질의 농도가 높고 오염지역 규모가 작은 경우에는 열탈착과 같은 열적 처리, 오염지역의 범위가 넓은 경우에는 생물학적 처리가 유리한 것으로 평가되며(Yang and Lee, 2007), 유류나 중금속 오염토양에 적용하여 단기간에 토양을 정화하는 토양세척은 지금까지 널리 연구 및 적용되는 대표적 중금속 오염 토양 처리 방법이다(Hur and Jeong, 2011).

현재 우리나라에서는 토양환경기준에 정해진 항목과 농도에 따라 법적으로 그 처리수준을 정하고 있으며, 오염물질을 제거하기 위하여 다양한 물리화학적, 생물학적 정화 방법을 사용하고 있다. 하지만 토양정화 과정 중에 오염물질을 제거하기 위하여 도입되는 물리화학적, 열적 또는 생물학적 정화 기술들은 토양 내 오염물질을 제거함으로써 법적 기준을 충족시킬 수 있으나, 정화과정 중에 토양의 기본적인 특성 또한 변화 시키게 된다. Yi et al. (2012)에 따르면, 토양세척 처리 이후 점토함량이 감소하였으며 유기물과 질소 함량에 있어서도 각각 43.9%와

*Corresponding author : ksung@pknu.ac.kr
원고접수일 : 2013. 3. 29 심사일 : 2013. 6. 22 게재승인일 : 2013. 6. 22
질의 및 토의 : 2013. 8. 31 까지

57.6% 감소하였다고 보고하였다. 또한 토양경작 처리 이후에는 치환성 나트륨, 칼륨, 칼슘, 마그네슘, 총질소와 유효인산 등과 같은 영양물질이 모두 감소하였다고 보고한 바 있다. 이러한 토양 특성의 변화는 주로 생물학적 다양성과 기능적인 측면에 있어서 영향을 미칠 수 있다(Cébron et al., 2009). 정화 과정 중에 생태적 기능이 약화된 토양은 처리 후 재이용과 재활용 범위가 제한될 수 있으며, 사용된다 할지라도 토양의 가장 기본적인 기능 중 하나인 지속가능한 생산이 어려울 수 있다. 또한 기후변화와 같은 외적 스트레스 변화에 적응능력이 낮을 가능성도 있다.

토양자원으로서 정화토양의 가치를 인식하고 이를 적극적으로 재이용하기 위해서는 오염토 정화를 통하여 토양오염도를 감소시키는 것 외에도 정화과정 중에 발생할 수 있는 토양의 기능변화를 충분히 고려하여야 한다(Yi et al., 2012). 하지만 지금까지 국내에서 토양정화기술과 관련되어 수행된 연구들은 효율적인 정화기술의 개발과 개발된 기술의 제거효율 평가에 관한 연구(Hwang et al., 2008; Cho et al., 2010; Choi et al., 2011)나 정화공정의 개선 및 조건 분석에 관한 연구(Hong et al., 2008; Ha and Yeom, 2007; Lee, 2006) 등이 대부분이다. 그 외 생태독성학적 기법을 이용한 토양오염평가 방안에 관한 연구(An and Jeong, 2005)와 카드뮴의 생태독성평가 연구(Oh et al., 2012) 등 오염토양의 생태독성평가에 대한 연구가 일부 진행된 바 있지만 정화 공정이 토양의 생물학적 특성에 미치는 영향에 관한 연구는 거의 이루어지지 않았다.

토양의 생물학적 특성은 그곳에 서식하는 토양 미생물이나 식물 그리고 토양 생물 등을 이용하여 평가할 수 있다. 토양미생물은 토양 생태계의 분해자로서, 토양 내에서 유기물질의 분해, 독성화합물의 분해, 무기물의 변환, 질소고정 등과 같은 중요한 역할을 한다(Brady and Weil, 2010). 또한, 사멸하면 쉽게 이용할 수 있는 유기물이라는 관점에서 비료학적으로도 가치가 높으며(Suh et al., 2000), 종속영양세균의 분포는 유기물의 생물학적 분해가능성에 대한 지표가 될 수 있다(Park et al., 2008). 한편 토양 효소는 생태계 기능을 조절하고 특히 영양물질의 순환에 있어서 중요한 역할을 한다(Makoi and Ndakidemi, 2008). 토양효소활성도 측정은 토양비옥도를 반영할 뿐만 아니라, 중금속 독성에 민감하게 반응하기 때문에(Welp, 1999), 토양질의 중요한 생물지표로 이용되며(Paul and Clark, 1989), 토양생태계의 건전성 평가에 사용될 수 있다(Speir et al., 1999). 토양생태계의 중요한 생산자인 식물의 발아와 생장은 토양의 오염 여부(Kim and Sung, 2011)나 토양의 물리 · 화학적 특성에 영향을 받기 때문에 식물의 발아율 변화와 생장변화 또한 토양질의 중요한 평가 기준이 되며, 중요한 토양생물 중 하나인 지렁이의 경우 중금속 오염토양과 유류로 오염된 토양에서 정화 또는 개량제의 효과를 평가하기 위한 지표로서 이용된 바 있다(Grumiaux et al, 2007; Langdon et al., 2005).

따라서 본 연구에서는 기존의 오염토양 정화방법이 토양의 생물학적 특성에 어떠한 영향을 미치는 지를 규명하고자 국내에서 주로 이용되고 있는 토양세척, 토양경작, 열탈착 공정에 대하여 토양 생태계의 중요 생산자인 식물, 분해자인 미생물, 소비자인 지렁이를 이용하여 정화 공정 전 · 후 토양의 생물학적 특성의 변화를 살펴보았다.

2. 실험방법

2.1. 연구대상토양

이 연구에는 00기지의 유류 또는 납으로 오염된 토양을 사용하였다. 유류오염토양의 경우 석유계총탄화수소의 농도가 1,000~3,000 mg/kg 인 지역은 토양경작법, 석유계총탄화수소의 농도가 5,000 mg/kg 이상인 지역은 열탈착 공정으로 처리한 토양이며, 납 오염토양의 경우 650 mg/kg의 오염농도를 가진 토양을 토양세척법으로 처리한 토양이다. 대조군으로 활용하기 위하여 오염현장 주변의 오염되지 않은 토양을 채취하여 배경 토양으로 사용하였다.

토양경작토의 경우 굴토된 오염토양 중 50 mm 이상의 전석은 제거하고 오염토양을 약 0.9~1.2 m 두께로 적지 한 후 미생물 및 영양분을 살포하고 뒤집기를 주기적으로 실시하여 3개월간 처리한 토양이며, 토양세척토의 경우 자갈선별장치를 이용해 분급된 3 mm 이하의 토사를 입경분리장치에서 특별한 세정액이 포함되지 않은 물로서 오염토양과 세척수의 마찰을 이용하여 오염물질을 제거한 토양이다. 열탈착 토양은 축열식연소장치 내에서 생성된 약 700ºC의 열풍을 로터리킬른 내로 주입하여 약 15분간 운전하여 토양 내 존재하는 오염물질을 휘발시켜 제거한 토양이다. 정화공정 시작 전과 종료 후에 토양을 채취하였으며, 유류 오염 토양의 경우 시간 경과에 따라 지속적인 생물학적 기작에 의하여 토양 특성의 변화가 발생할 수 있어 분석 전까지 0~4ºC로 냉장실에 보관하였다. 실험에 이용된 토양의 주요 물리 · 화학적 특성은 다음 Table 1과 같다.

2.2. 분석항목 및 방법

토양의 주요 물리 · 화학적 특성치인 토양산도와 전기

Table 1. Physical and chemical characteristics of soil used in the study

Parameters		Unit	NCS	Soil washing		Land farming		Thermal desorption	
				Before	After	Before	After	Before	After
Texture	Sand	%	80.0	75.5	82.5	76.3	74.0	87.2	78.2
	Silt	%	13.5	5.6	11.7	15.6	16.5	4.1	14.2
	Clay	%	6.5	18.9	5.8	8.1	9.5	8.7	7.6
	Classification		Sandy loam	Sandy clay loam	Sandy loam	Sandy loam	Sandy loam	Loamy sand	Sandy loam
Pb		mg/kg	NA	650	62	NA	NA	NA	NA
TPHs		mg/kg	NA	NA	NA	1000~3000	ND~50	> 5000	< 400
pH			7.14 ± 0.04	6.31 ± 0.03	6.35 ± 0.02	5.71 ± 0.04	5.73 ± 0.06	6.53 ± 0.07	6.80 ± 0.03
EC		dS/m	0.65 ± 0.02	0.60 ± 0.04	0.49 ± 0.03	6.28 ± 0.03	2.06 ± 0.02	1.55 ± 0.09	0.87 ± 0.01
Organic matter		%	1.93 ± 0.13	3.84 ± 0.20	2.15 ± 0.20	2.12 ± 0.08	2.38 ± 0.10	5.26 ± 0.34	4.67 ± 0.11
CEC		cmol/kg	5.13 ± 0.21	4.69 ± 0.21	3.81 ± 0.21	3.15 ± 0.21	2.86 ± 0.18	5.35 ± 0.58	3.96 ± 0.54
TN		mg/kg	286.36	243.21	119.93	749.82	317.75	230.32	222.48
Available P_2O_5		mg/kg	45.9 ± 0.8	59.9 ± 2.2	103.3 ± 3.8	198.5 ± 18.7	61.1 ± 2.3	38.8 ± 2.2	60.7 ± 2.2

(NCS: non contaminated soil, EC: electric conductivity, CEC: cation exchange capacity, TN : total nitrogen; NA: not applicable)

전도도는 초자전극법, 양이온교환능은 1N Acetic acid 법, 총질소는 Micro Kjeldahl법(NIAST, 2000)을 이용하여 분석하였으며, 유기물함량은 강열감량법, 유효태인산은 Bray P2 법을 사용하여 분석하였다(Jones, 2001). 입도는 체분석과 피펫팅법을 병행하여 분석하였다(Shepard, 1954). 중금속과 TPH 농도는 토양오염공정시험법에 근거하여 분석하였다(MOE, 2009).

토양의 생물학적 특성 변화는 토양의 총 미생물 수 및 효소활성도의 변화 등의 토양 미생물 특성, 식물의 발아율 및 성장과 같은 식물에 미치는 영향, 지렁이의 성장변화와 같은 토양생물에 미치는 영향 등을 이용하여 평가하고자 하였다. 모든 실험은 3개의 반복구를 가지고 진행하였는데, 토양의 총 미생물 수의 변화는 3M사의 일반세균용 petrifilm 배지를 이용하여 분석하였고, 효소활성과 관련된 탈수소효소활성도, β-glucosidase, acid phosphatase, arysulphatase은 Methods of Soil Analysis를 참조하여 다음과 같이 분석을 하였다(Weaver et al., 1994).

토양 내 총미생물 수 측정은 습윤토양 1 g을 멸균 식염수 9 mL에 넣어 잘 혼합하고 이를 단계별로 희석한 후 3M사의 일반세균용 petrifilm 배지에 1 mL씩 접종하였다. 접종한 배지는 35°C에서 배양한 후 형성된 집락수를 계수하고 희석배수와 토양 내 수분함량을 고려하여 건조 토양 1 g당 CFU(colony forming unit)로 나타내었다.

탈수소효소 활성도는 습윤 토양 3 g에 $CaCO_3$ 0.03 g, 2,3,5-triphenlytetrazolium chloride (TTC)용액 1 mL와 멸균수 2.5 mL를 넣고 37°C에서 배양 후 메탄올로 추출하여 그 여과액을 485 nm에서 UV-spectrophotometer(UV-1700, Shimadzu, Japan)를 이용하여 흡광도를 측정하였다. TPF(triphenyl formazan) 용액을 이용해 만든 표준곡선에 따라 탈수소효소활성도를 μg TPF/g soil/day로 환산하여 나타내었다.

β-glucosidase는 토양 1 g에 0.25 mL의 toluene, 4 mL의 modified universal buffer(pH 6.0)와 1 mL의 0.025 M p-nitrophenyl-D-glucopyranoside(PNG)를 가한 후 vortex를 이용해 잘 혼합해주었다. 이후 배양기에서 배양 후 0.5 M $CaCl_2$ 1 mL와 0.1 M THAM-NaOH(12.2 g tris(hydroxymethl)aminomethane, 0.5 M NaOH, pH 12.0)를 넣어 잘 섞은 다음, 여과하여 추출된 *p*-nitrophenol을 표준용액과 더불어 400 nm에서 흡광도를 측정하였다.

Acid phosphatase는 토양 1 g에 0.2 mL의 toluene, 4 mL의 modified universal buffer(pH 6.5)와 1 mL의 0.025 M *p*-nitrophenyl phosphate(p-NPP)를 가한 후 vortex를 이용해 잘 혼합해주었다. 이후 배양기에서 1시간 배양 후 0.5 M $CaCl_2$ 1 mL와 0.5 M NaOH 4 mL를 넣어 잘 섞은 다음 여과하여 추출된 *p*-nitrophenol을 표준용액과 더불어 400 nm에서 흡광도를 측정하였다.

Arysulfatase는 토양 1 g에 0.25 mL의 toluene, 4 mL의 0.5 M acetate buffer와 1 mL의 0.025 M p-nitrophenyl sulfate를 가한 후 vortex를 이용해 잘 혼합해주었다. 이후 37°C의 배양기에서 배양 후 0.5 M $CaCl_2$ 1 mL와 0.5 M NaOH 4 mL를 넣어 잘 섞은 다음 여과하여 추출된 *p*-nitrophenol을 표준용액과 더불어 400 nm에서 흡광도를 측정하였다.

각각의 정화공정이 토양의 식물 발아율에 미치는 영향

을 조사하고자 발아실험을 진행하였다. 풍건된 토양 45 g을 페트리디쉬에 담고 적겨자(*Brassica juncea*) 씨앗 10개를 파종하여 온도 23ºC, 습도 80%의 조건으로 식물배양기(Hanbaek scientific Technology, Korea)에서 발아실험을 수행하였다. 비 오염토양에서의 발아율이 70% 이상을 기록한 8일 후를 기준으로 오염토 및 정화토에 파종된 씨앗 중 발아된 씨앗의 비율을 계산하였다(Dawson et al., 2007). 적겨자의 지상부 길이는 8일 후 성장한 모든 적겨자의 지상부 길이를 측정하여 평균값으로 나타내었다.

토양생물의 성장변화를 관찰하기 위하여 본 연구에서는 붉은줄지렁이(*Eisenia andrei*)를 이용하였다. 붉은줄지렁이(*Eisenia andrei*)의 생장변화는 풍건된 토양 450 g을 뚜껑이 있는 유리병에 담고 붉은줄지렁이를 5마리씩 각각의 유리병에 담은 후 빛을 차단한 23ºC의 항온배양기(Dasol scientific, Korea)에서 배양하였다. 추가적인 먹이의 공급은 하지 않았으며 배양 후 14일 간의 중량변화를 3회 반복 측정하여 초기 중량에 대한 변화율로 나타내었다(Robidoux et al., 2000; Shakir Hanna and Weaver, 2002; Wang et al., 2009).

2.3. 자료분석

정화 전 · 후 토양의 두 그룹간 생물학적 평균치 차이가 있는지 검정하기 위하여 처리공정별로 정화 전·후 토양에 대하여 t-test를 실시하였다(Jo, 2008). 통계 분석은 SAS 9.2 프로그램을 이용하여 0.05% 유의수준으로 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 토양 미생물 특성

주변 비 오염토양(NCS)의 총 미생물 수는 5.6×10^4 CFU/g soil 수준으로 나타났고, 중금속 오염토양(before SW)은 5.0×10^3 CFU/g soil를 보인 반면 세척 이후 중금속 농도는 감소하였지만 총미생물수도 1.6×10^3 CFU/g soil로 감소하였다($p < 0.05$) (Fig. 1). 이는 토양세척의 제거기작에 의한 영향으로 판단된다. 토양세척의 경우 토양 경작 또는 열탈착 공정과는 달리 토양입자에 결합되어 있는 오염물질과 세척수의 마찰을 이용하여, 오염물질을 토양으로부터 분리시켜 처리하는 방법이 이용된다(Lee et al., 2006). 이에 따라 세척 공정으로 중금속이 제거됨과 함께 미생물도 함께 제거되거나 유기물과 질소 등이 감소함에 따라 기질이나 영양물질의 부족으로 인하여 미생물 또한 감소하는 것으로 판단된다.

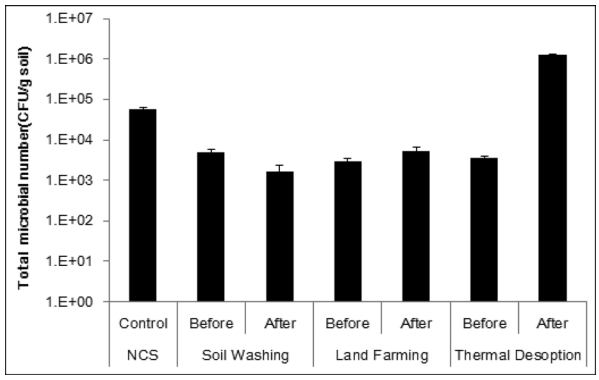

Fig. 1. Changes of total microbial number in the non-contaminated soil, before and after remidiated soils treated with soil washing, land farming, and thermal desorption processes.

유류오염 토양에서는 열탈착 이후 미생물 개체수에 있어서 급격한 증가를 관찰할 수 있었는데($p < 0.05$), 이는 열탈착 공정으로 인한 유류성분의 감소로 인한 독성 감소에 의한 것으로 판단된다(Blakely et al., 2002). 토양경작의 경우 전·후 토양은 서로 차이가 거의 없는 것으로 나타났다($p > 0.05$).

Fig. 2는 주변 비오염토양 및 정화 전·후 토양의 토양효소활성도의 변화이다. 주변 비 오염토양(NCS)은 12.483 ± 2.304 μg TPF/g-dry soil/d 수준이었다. 중금속오염토양의 경우, 탈수소효소활성도가 1.044 ± 1.283 μg TPF/g-dry soil/d로 유류오염토양의 경우에는 0.525 ± 0.150에서 0.669 ± 0.200 μg TPF/g-dry soil/d로 나타나 중금속 및 유류오염에 의하여 탈수소효소활성도가 크게 감소하는 것으로 나타났다. 정화 이후 유류오염토양의 경우에는 토양경작에서 9.667 ± 2.080 μg TPF/g-dry soil/d, 열탈착에서 8.080 ± 1.860 μg TPF/g-dry soil/d로 회복되는 경향을 보였다($p < 0.05$). 이와 같은 결과는 유류오염토양에서 총탄화수소농도와 탈수소효소활성도가 음의 상관관계를 보고한 Dawson et al.(2007)의 연구와 유사한 경향을 보였다. 하지만 탄화수소의 농도가 증가함에 따라 탈수소효소활성도가 증가할 수 있다는 연구도 보고된바 있다(Trasar-Cepeda et al., 2000). 이는 유류성분을 분해할 수 있는 미생물의 존재여부나 유류오염 농도 수준 외에 토양의 물리화학적 특성 등에 의해서도 영향을 받을 수 있기 때문이다. 반면, 토양세척의 경우 중금속의 농도가 감소했음에도 불구하고 탈수소효소활성도가 0.955 ± 0.777 μg TPF/g-dry soil/d로 정화전과 큰 차이가 없는 것으로 나타났다($p > 0.05$). 이는 중금속 농도 감소로 독성 또한 감소하였지만 토양 내 총 미생물 수도 함께 감소하였기 때문이다.

주변 비오염토양(NCS)에서 β-glucosidase는 32.4 ± 8.3

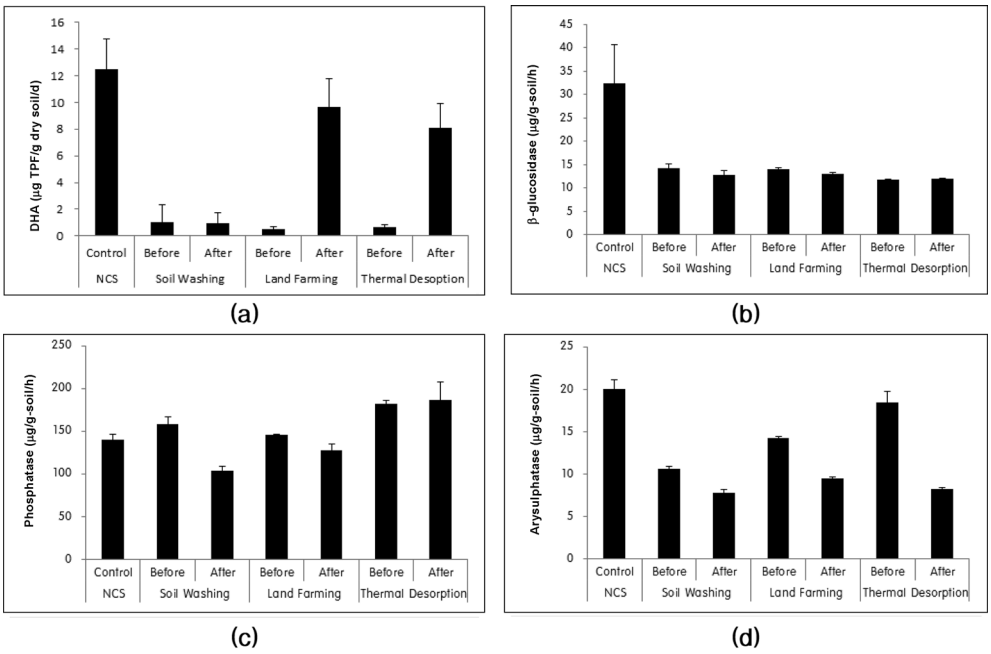

Fig. 2. Changes of soil enzyme activity (a) Dehydrogenase (DHA), (b) β-glucosidase (c) Acid phosphatase (d) Arysulphatase in the non-contaminated soil, before and after remidiated soils treated with soil washing, land farming, and thermal desorption processes.

μg/g-soil/h 수준을 보인 반면, 모든 정화 전・후 토양에서 11.7 μg/g-soil/h ~ 14.2 μg/g-soil/h 사이에 분포하고 있어 정화 이후 변화는 크지 않은 것으로 나타나, 탈수소효소활성도와 달리 오염정화에 의한 효과가 낮은 것으로 나타났다.

토양 생태계의 인의 순환에 중요한 역할을 담당하는 acid phosphatase를 분석한 결과, 주변 비 오염토양(NCS)은 140.3 ± 6.5 μg/g-soil/h 수준이었다. 중금속오염토양의 경우, acid phosphatase가 158.1 ± 8.8 μg/g-soil/h에서 토양세척 이후 104.2 ± 5.1 μg/g-soil/h 으로 다소 감소한 것으로 나타났고($p < 0.05$), 토양경작 전・후 토양에서는 145.4 ± 1.2 μg/g-soil/h에서 128.0 ± 7.1 μg/g-soil/h로 다소 감소한 반면($p < 0.05$), 열탈착 공정 전・후 토양에서는 181.7 ± 4.5 μg/g-soil/h에서 187.1 ± 21.1 μg/g-soil/h로 변화가 거의 없는 것으로 나타났다($p > 0.05$).

Arysulphatase를 분석한 결과 주변 비 오염토양(NCS)은 20.0 ± 1.0 μg/g-soil/h 수준으로 조사되었다. 중금속오염토양의 경우, Arysulphatase가 10.6 ± 0.3 μg/g-soil/h에서 토양세척 이후 7.8 ± 0.4 μg/g-soil/h 으로, 토양경작 전・후 토양에서는 14.2 ± 0.2 μg/g-soil/h에서 9.5 ± 0.2 μg/g-soil/h로, 열탈착 공정 전・후 토양에서는 18.5 ± 1.3 μg/g-soil/h에서 8.3 ± 0.2 μg/g-soil/h로 모든 공정이후 감소하는 것으로 나타났다($p < 0.05$).

3.2. 식물 발아 및 생장

적합한 식물의 발아 여부는 토양생태계에서 식물이 자연적인 재번식이 가능한가를 결정할 수 있는 중요한 요소이며 토양 오염에 의한 영향을 받는다(Kim and Sung, 2011). 하지만 발아 이후의 식물의 생장은 토양 오염에 의한 독성 외에도 토양의 비옥도나 물리적 특성 같은 토양의 특성에도 영향을 받게 되므로 오염제거에 의하여 발아율이 증가하였다고 할지라도 정화과정 중에 발생할 수 있는 토양의 특성변화 때문에 식물의 생장이 저해 받을 수도 있다. 본 실험에서는 비 오염토양 및 토양세척, 토양경작, 열탈착 전・후의 토양에 대해 적겨자(*Brassica juncea*) 발아 실험을 수행하여 토양의 오염 및 정화이력이 식물의 발아율에 미치는 영향을 파악하고자 하였다. 적겨자는 중금속 오염토양에서 개량제의 효과에 의한 생산성을 평가하기 위한 지표로서 활용된 바 있으며(Walker et al., 2003), 유류오염토양에서 정화 이후 토양의 기능적인 측면을 평가하기 위한 생물학적인 지표로 주로 활용되고 있는 식물이다(Dazy et al., 2009). 또한 주로 중금속으로 오염된 토양에서 정화식물로서 현재 다양하게 이용되고 있다(Lim et al., 2004; Quartacci et al., 2006). 본 실험에서는 적겨자를 세 종류의 토양에 파종한 뒤 8일 후의 발아율과 지상부의 길이를 측정하여 관찰된 결과를 Fig. 3에 나타내었다. 그 결과 납 오염토양에서는 발아율이 53.3%를 나타낸 반면 세척 이후 73.3%를 나타내 세

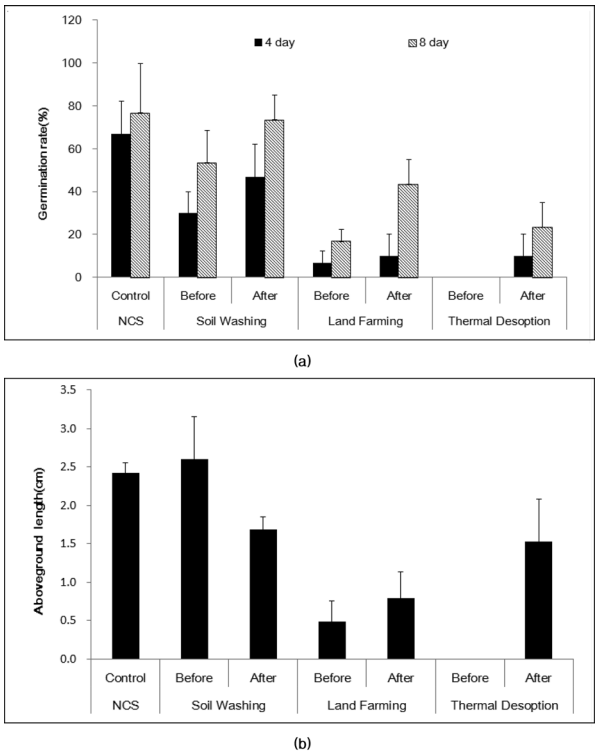

Fig. 3. Effects on (a) Germination rates at 4th and 8th day and (b) aboveground length of *Brassica juncea* at 8th day after seeding in the non-contaminated soil, before and after remidiated soils treated with soil washing, land farming, and thermal desorption processes. NCS is non contaminated soil used for control.

척 이후 발아율의 증가를 보였다. 하지만 지상부의 길이는 토양세척 전·후에 토양에서 각각 2.61 ± 0.55 cm와 1.68 ± 0.17 cm로 세척 공정 이후 오히려 감소한 것으로 나타났다. 이는 세척 공정을 통하여 토양 내 중금속 농도가 감소되어 식물의 발아율은 증가하였지만 수반된 토양의 물리·화학적 특성의 변화로 영양물질의 제거 등 식물생장에 불리한 토양조건이 형성되었기 때문으로 판단된다. 토양세척 후 토양 내 유기물함량은 물론 총질소와 같은 영양물질이 감소하였으며 모래함량의 증가하였으며 대신에 점토함량이 감소하였다(Table 1). 따라서 발아는 하였지만 시간이 경과함에 따라 영양물질의 부족으로 더 성장하지 못하고 고사할 가능성이 높다. 따라서 세척토양의 경우 녹화용이나 식물생산 등의 목적 사용할 경우 개량이 필수적이다.

저농도의 TPH로 오염된 토양(before LF)에서는 16.7%의 발아율을 보였으며 토양경작 이후 토양(after LF)에서는 43.3%로 적겨자의 발아율이 증가하였으나 지상부의 길이는 전·후 토양에서 차이가 없는 것으로 나타났다($p > 0.05$). 고농도의 TPH로 오염된 토양(before TD)에서는 오염물질의 독성으로 인해 모든 씨앗이 발아되지 못하였다. 열탈착공법의 적용 후 토양(after TD) 내 존재하는 오염 물질의 농도가 저감됨으로써 적겨자 발아율은 26.7 ± 5.8%로, 지상부의 길이는 1.53 ± 0.55 cm로 향상되었다($p < 0.05$). 이러한 결과는 유류오염 토양의 경우 토양의 물리·화학적 특성에 영향을 받기 이전의 오염여부와 오염도가 식물의 발아에 영향을 주는 것을 보여준다. 또한 본 실험에 사용한 적겨자의 경우 본 연구에 사용된 농도 수준에서는 유류오염보다는 중금속 오염토양에서 덜 영향을 받는 것을 나타낸다. 하지만 발아나 지상부 성장 모두 주변 비 오염토양의 발아율(76.7 ± 23.1%)과 지상부 길이(2.43 ± 0.13 cm)에는 미치지 못하였다. 토양경작과 열탈착 토양의 경우 비오염토양에 비해 질소와 인과 같은 영양물질의 농도는 높았으나 중성을 나타낸 비오염토양의 pH보다 낮았으며, 전기전도도가 높아 염도의 영향이 있었던 것으로 판단된다.

Dazy et al.(2009)의 연구결과에 따르면, 크롬, 납, 아연 등과 같은 중금속과 PAHs 등으로 복합 오염된 토양과 열탈착을 적용한 토양, 비오염토양에 대한 *Artemisia vulgaris, Cardamine pratensis, Hypericum perforatum, Myosotis arvensis, Tanacetum vulgare*을 이용한 다섯 종의 식물 성장 실험에서 열탈착 공정 이후 전 토양에 비해 식물 성장은 증가하였지만 비오염토양 보다는 낮은 수준으로 나타나 본 연구결과와 유사한 경향을 보였다.

3.3. 토양생물 생장

본 실험에서는 붉은줄지렁이(*Eisenia andrei*) 생장실험을 통하여 오염물질이나 농도, 정화 방법이 토양생물의 생장에 미치는 영향을 살펴보고자 하였다. 정화 전·후의 토양특성이 지렁이의 생장에 미치는 영향을 파악하기 위하여 실험기간 동안에는 먹이를 추가로 공급하지 않고 토양 내 남아있는 영양분만을 이용하도록 하였다. 따라서 일정 시간 경과 후 먹이 부족으로 실험 대상 지렁이들이 죽을 수도 있으므로 실험 진행 중에 중량변화 결과를 참고 하여 14일 간 실험을 진행하였다. 측정된 결과는 초기 중량과 비교하여 제시하였다(Fig. 4). 주변 비오염토양과 세척 전 토양 및 열탈착 후 토양에서 실험 진행 7일까지 지렁이의 중량이 증가하였다가 이후 다시 감소한 것으로 나타났다. 초기 7일까지의 지렁이 생체량의 증가는 주변 비오염토양과 열탈착 후 토양, 세척 전 토양 순으로 나타났다. 이후에 이들 토양에서의 중량 감소는 실험 과정 중에 영양물질을 추가적으로 공급하지 않았기 때문에 먹이의 부족으로 발생한 것으로 보인다. 이들 외의 토양에서

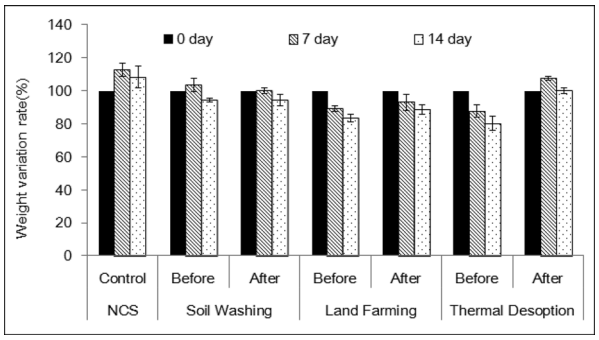

Fig. 4. Changes of *Eisenia andrei*'s weight at 7 and 14 days comparing to 0 day in the non-contaminated soil, before and after remidiated soils treated with soil washing, land farming, and thermal desorption processes. NCS is non contaminated soil used for control.

는 실험 기간 중 지속적으로 중량이 감소하였는데 이는 오염물질에 의한 독성과 먹이의 부족 및 토성의 변화 등 복합적인 영향 때문인 것으로 판단된다.

토양세척공법을 적용하기 전 토양(before SW)에서는 붉은줄지렁이의 중량은 0.323 ± 0.038 g에서 14일 후 0.327 ± 0.074 g으로 약 5.62%가 감소하였다. 토양세척공법을 적용한 정화토양(after SW)의 경우 붉은줄지렁이의 중량은 14일 동안 0.371 ± 0.035 g에서 0.350 ± 0.047 g으로 약 5.7%가 감소하여 공정 전후의 중량 차이는 없는 것으로 나타났다($p > 0.05$). 따라서 중금속 오염토양의 세척처리과정에서 붉은줄지렁이의 성장에 중금속에 의한 영향보다 세척과정 중에 발생한 토성의 변화나 유기물감소가 더 큰 영향을 미친 것으로 판단된다. Langdon et al.(2005)에 따르면 납으로 임의로 오염시킨 토양에서 붉은줄지렁이의 LC50과 EC50 농도를 각각 5824 mg Pb kg^{-1}과 2841 mg Pb kg^{-1}로 보고한 바 있다. 사용된 토양은 토양오염 대책기준 1지역 기준인 600 mg Pb kg^{-1} 초과하는 토양이지만 지렁이의 50%에 대해서 특정효과를 보여 줄 것으로 기대되는 물질농도 EC50 농도에는 미치지 않아 지렁이 중량 변화에 있어서 큰 차이는 없는 것으로 판단되며, 중금속 오염토양에서의 독성평가를 위해서는 붉은줄지렁이보다 독성에 조금 더 민감한 종을 선택할 필요가 있으리라 판단된다.

토양경작공법의 경우 처리하기 전 토양(before LF)에서는 붉은줄지렁이의 무게는 0.386 ± 0.046 g에서 14일 경과 후 0.322 ± 0.041 g으로 약 16.7%가 감소하였다. 토양경작을 적용한 정화토양(after LF)의 경우 붉은줄지렁이의 무게는 14일 동안 0.362 ± 0.028 g에서 0.321 ± 0.036 g으로 약 11.4%가 감소하여 공정 전후의 지렁이중량 차이는 없는 것으로 나타났다($p > 0.05$). 하지만 정화전과 비교해서는 감소의 폭은 작았다. 열탈착공법의 경우 처리 전 토양(before TD)에서는 붉은줄지렁이의 무게는 0.364 ± 0.002 g에서 0.292 ± 0.016 g으로 약 19.9%가 감소하여 감소폭이 가장 컸다. 이는 토양 내 TPH가 지렁이의 생장을 저해하는 요인으로 작용하는 것을 의미하며, 열탈착공법을 적용한 정화토양(after TD)의 경우 붉은줄지렁이의 중량이 14일 후 초기와 유사한 값을 가지는 것으로 확인되었다($p < 0.05$). 비록 열탈착 토양에서 지렁이의 생장이 다른 처리방법보다 가장 양호한 것으로 나타났지만 14일간 약 8.3% 증가한 비 오염토양의 경우와 비교 할 때 여전히 낮은 수준이다. 이는 본 연구에서 사용한 세 가지 정화공정 모두 토양생물의 서식에 미치는 오염물질의 영향은 감소하였지만 토양 특성 변화 때문에 여전히 토양생물의 생장에 불리한 영향을 미치는 것으로 판단된다. 따라서 토양을 생태적으로 건전하게 재이용 또는 재활용하기 위해서는 오염물질의 제거 외에도 토양의 특성변화를 충분히 고려하여야 하며, 유사한 정화효과를 갖는다면 토양의 특성 변화나 기능 감소가 적은 기술, 더 나아가 토양의 기능까지 개선 할 수 있는 기술들이 선호될 수 있으며 기술개발 또는 이러한 방향으로 추진되어야 할 것이다(Yi et al, 2012). 아울러 현재의 이러한 정화공정 등을 통하여 처리한 토양의 경우 생태적으로 건전하게 재사용하거나 좀더 부가가치가 높은 토양으로 사용하기 위해서는 개량이나 공정개선이 필요할 것으로 판단된다.

하지만 오염물질의 제거에 초점을 맞춘 현재의 토양정화공정에 있어서 오염물질 제거과정에 발생하는 토양의 물리화학적 특성 변화가 토양의 생물학적 기능을 약화시킬 수도 있으며, 오염물질의 제거만으로는 토양의 생물학적 기능을 완전히 회복되지 않을 수 있음을 본 연구를 통하여 인지할 수 있었다.

4. 결 론

본 연구에서는 중금속 또는 유류오염토양을 정화하기 위하여 현재 국내에서 주로 이용되고 있는 토양세척, 열탈착, 토양경작 정화공정에 따른 토양의 생물학적 특성 변화를 살펴보기 위해서 미생물수와 효소활성도, 식물의 발아율과 생장변화, 토양생물의 성장 변화를 분석하여 다음과 같은 결과를 얻을 수 있었다.

1. 총 미생물 수의 경우 중금속 오염토양은 세척 이후, 오히려 미생물수가 감소하는 것으로 나타났다. 유류오염토양에서는 열탈착 처리 후 미생물수가 급격하게 증가한 반면($p < 0.05$), 토양경작 전・후 토양은 서로 차이가 거

의 없는 것으로 나타났다($p > 0.05$).

2. 비 오염토양과 비교할 때 중금속 오염이 유류오염에 비해 토양의 탈수소효소활성도에 영향을 크게 미치는 것으로 나타났다. 유류오염 토양의 경우 토양경작과 열탈착 처리 후 다시 증가하는 경향을 보였지만 세척공정을 이용한 중금속 오염토양의 경우에는 정화전과 비교하여 큰 차이가 없는 것으로 조사되었다.

3. 세척토양의 경우 적겨자의 발아율은 증가하였으나 식물생장은 오히려 감소한 것으로 나타났는데 이는 정화과정에 수반된 토양의 물리화학적 변화로 식물생장에 불리한 조건이 형성되었기 때문으로 판단된다.

4. 토양경작과 열탈착 처리 토양 모두 정화 전 토양에 비해 적겨자의 발아율과 지상부 성장이 모두 증가한 것으로 나타났다. 하지만 주변 비오염 토양에 비해서는 여전히 낮은 수준인 것으로 조사되었다.

5. 토양세척의 경우 중금속 제거에 의한 영향보다 세척과정 중에 발생한 토성의 변화나 유기물감소가 붉은줄지렁이의 생장에 더 큰 영향을 미친 것으로 판단된다. 열탈착 토양에서 지렁이의 생장이 다른 처리방법보다 가장 양호한 것으로 나타났지만 비 오염토양의 경우와 비교 할 때 여전히 낮은 수준이다.

6. 정화공정을 통한 오염물질의 감소와 더불어 토양 특성변화가 토양의 생물학적 기능에 영향을 미치는 것으로 나타났으며, 본 연구에서 적용된 정화공정을 통하여 처리한 토양의 경우 생태적으로 건전하게 재사용하거나 좀 더 부가가치가 높은 토양으로 사용하기 위해서는 개량이나 공정개선이 필요할 것으로 판단된다.

사 사

본 연구는 환경부의 “토양 지하수 오염방지기술개발 사업”인 GAIA(Geo-Advanced Innovative Action) Project의 지원을 받은 과제입니다.

참 고 문 헌

An, Y.J. and Jeong, S.W., 2005, Soil pollution assessment based on ecotoxicological methods, *J. Soil & Groundwater Env.*, **10**(6), 56-62.

Blakely, J.K., Neher, D.A., and Spongberg, A.L., 2002, Soil invertebrate and microbial communities, and decomposition as indicators of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination, *Appl. Soil Ecol.,* **21**, 71-88.

Brady, N.C. and Weil, R.R., 2010, The Nature and Properties of Soil, 3rd edition, Pearson Education, Inc., New Jersey, 303, 336, 395, 396 p.

Cébron, A., Beguiristain, T., Faure, P., Norini, M.P., Mastaraud, J.F., Leyval, C., 2009, Influence of vegetation on the in situ bacterial community and polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) degraders in aged PAH-contaminated or thermal-desorption-treated soil, *Appl. Soil Ecol.,* **75**(19), 6322-6330

Cho, S.H., Son, Y.G., Nam, S.G., Cui, M., and Khim, J.H., 2010, The effects of ultrasound application to anionic/non-ionic surfactant aided soil-washing process for enhancing diesel contaminated soils remediation, *Journal of the Environmental Sciences*, **19**(2), 247-254.

Choi, H.E., Jung, J.H., Han, Y.R., Kim, D.Y., Jung, B.G., and Choi, Y.I., 2011, Study on the treatment of oil contaminated soils with micro-nano bubbles soil washing system, *Journal of the Environmental Science,* **20**(10), 1329-1336

Dawson, J.J.C., Godsiffe, E.F., Thompson, I.P., Ralebitso-Senior, T.K., Killham, K.S., and Paton, G.I., 2007, Application of biological indicators to assess recovery of hydrocarbon impacted soils, *Soil Biol. Biochem.*, **39**, 164-177.

Dazy, M., Férard, J.F., and Masfaraud, J.F., 2009, Use of a plant multiple-species experiment for assessing the habitat function of a coke factory soil before and after thermal desorption treatment, *Ecological Engineering*, **35**, 1493-1500.

Grumiaux, F., Demuynck, S., Schikorski, D., Lemière, S., Vandenbulcke, F., and Leprêtre, A., 2007, Effect of fluidized bed combustion ashes used in metal polluted soil remediation on life history traits of the oligochaeta *Eisenia andrei, European Journal of Soil Biology*, **43**, 256-260.

Ha, S.A. and Yeom, H.K., 2007, A study on treatment conditions of oil contaminated soil by low temperature thermal desorption, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **29**(8), 956-960.

Hong, S.C., Kim, G.J., Lee, S.W., Chae, S.H., Oh, S.T., Lee, C.H., and Chang, Y.Y., 2008, Application of in-situ thermal desorption coupled with thermophilic hydrocarbon degradable microbial consortia for the remediation of hydrocarbon contaminated soils, *J. Mater. Cycles. Waste.*, **25**(5), 484-491.

Hur, J.H. and Jeong, S.W., 2011, Effect of water thoroughly rinsing in the artificially metal contaminated soil preparation on final soil metal concentration, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **33**(9), 670-676.

Hwang, J.H., Choi, W.J., Kim, M.C., Jung, J.H., Ha, S.H., and Oh, K.J., 2008, A study on soil washing for diesel-contaminated soil by using decomposition of $NaOH/H_2O_2$, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **30**(10), 999-1005.

Jo, I.H., 2008, SAS Lecture and Statistics Consulting, 141 p.

Jones, J.B., 2001, Laboratory Guide for Conducting Soil Tests

and Plant Analysis, CRC Press, Boca Ration, London, New York, Washington, D.C., p. 68-69.

Kim, K.S. and Sung, K., 2011, Effects of humic acids on growth of herbaceous plants in soil contaminated with high concentration of petroleum hydrocarbons and heavy metals, *J. Soil & Groundwater Env.*, **16**(1), 51-61.

Langdon, C.J., Hodson, M.E., Arnold, R.E., and Black, S., 2005, Survival, Pb-uptake and behaviour of three species of earthworm in Pb treated soils determined using an OECD-style toxicity test and a soil avoidance test, *Environ. Pollut.*, **138**, 368-375.

Lee, M.H., Choi, S.I., Lee, J.Y., Lee, K.G., and Park, J.W., 2006, Environment for Soil and Groundwater, Donghwa press, Seoul, Korea, 305 p.

Lee, W.J., 2006, A study on the operation conditions for bunker A oil contaminated soil using low temperature thermal desorption(LTTD), *J. of Kor. Soc. Waste Management,* **23**(8), 706-711.

Lim, J.M., Salido, A.L., and Butcher, D.J., 2004, Phytoremediation of lead using Indian mustard (*Brassica juncea*) with EDTA and electrodics, *Microchemical Journal*, **76**, 3-9.

Makoi, J.H.J.R. and Ndakidemi, P.A., 2008, Selected soil enzymes : Examples of their potential roles in the ecosystem, *African J. of Biotechnology,* **7**(3), 181-191.

MOE (Ministry of Environment), 2009, Standard Methods for Examination of Soil, p. 69-79, 173-183.

NAIST, 2000, Methods for Soil and Plant Analysis, NAIST, Rural Development Administration, Korea.

Nam, B.H., Park, B.J., and Yun, H.S., 2008, Biodegradation of JP-8 by *Rhodococcus fascians* isolated from petroleum contaminated Soil, *Kor. Chem. Eng. Res*. **46**(4), 819-823.

Oh, S.J., Wie, M.A., Yun, H.S., Kim, S.C., Yang, J.E., and Ok, Y.S., 2012, Ecological toxicity assessment for cadmium with germination and bioaccumulation test, *Journal of Agriculture,* L*ife and Environmental Science*, **24**(1), 22-28.

Park, S.Y., Lee, I.C., Yi, B.H., Lee, J.Y.. Yi, Y.M., and Sung, K.J., 2008, Initial change of environmental factors at artificial tidal flat constructed using ocean dredged sediment, *J. Kor. Soc. Marine Environmental Eng*., **11**(2), 63-69.

Paul, E.A. and Clark, F.E., 1989, Soil Microbiology and Biochemistry, Academic Press, San Diego, California, p. 32-46.

Quartacci, M.F., Argilla, A., Baker, A.J.M., and Navari-Izzo, F., 2006, Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by Indian mustard, *Chemosphere,* **63**, 918-25.

Robidoux, P.Y., Svendsen, C., Caumartin, J., Hawari, J., Ampleman, G., Thiboutot, S., Weeks, J.M., and Sunahara, G.I., 2000, Chronic toxicity of energetic compounds in soil determined using the earthworm (*Eisenia andrei*) reproduction test, *Environ. Toxicol. Chem.,* **19**(7), 1764-1773.

Shakir Hanna, S.H. and Weaver, R.W., 2002, Earthworm survival in oil contaminated soil, *Plant Soil*, **240**, 127-132.

Shepard, F., 1954, Nomenclature based on sand-silt-clay ratios, *J. Sed. Pet*., **24**, 151-158.

Speir, T.W., Hettles, H.A., Percival, H.J., and Parshotam, A., 1999, Is soil acidification the cause of biochemical responses when soils are amended with heavy metal salt?, *Soil Biol. Biochem*., **31**, 1953-1961.

Suh, J.S., Kim, S.H., and Um, M.H., 2000, Diversity of soil microbes and assessment of soil health, *Kor. Asso. Org. Agr*., *the first half of symposium*, 135-148.

Trasar-Cepeda, C., Leiro´s, M.C., Seoane, S., and Gil-Sotres, F., 2000, Limitations of soil enzymes as indicators of soil pollutions, *Soil Biol. Biochem.*, **32**, 1867-1875.

Walker, D.J., Clemente, R., Roig, A., and Bernal, M.P., 2003, The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils, *Environ. Pollut.*, **122**, 303-312.

Wang, Q.Y., Zhou, D.M., Cang, L., and Sun, T.R., 2009, Application of bioassays to evaluate a copper contaminated soil before and after pilot-scale electrokinetic remediation, *Environ. Pollut.,* **157**, 410-416.

Weaver, R.W., Angle, S., Bottomley, P., Bezdicek, D., Smith S., Tabatabai A., and Wollum A., 1994, Methods of Soil Analysis : Part2-Microbiological and Biochemical Properties, Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, p. 807-826.

Welp, G., 1999, Inhibitory effects of the total and water-soluble concentrations of nine different metals on the dehydrogenase activity of a loess soil, *Biol. Ferti. Soils*, **30**(1-2), 132-139.

Yang, J.W. and Lee, Y.J., 2007, Status of soil remediation and technology development in *Korea, Kor. Chem. Eng. Res.* **45**(4), 311-318.

Yi, Y.M., Oh, C.T, Kim, G.J, Lee, C.H., and Sung, K.J., 2012, Changes in the physicochemical properties of soil according to soil remediation methods, *J. Soil & Groundwater Env.*, **17**(4), 36-43.