

[생물화공심포지움]

유류오염토양의 생물학적 복원을 위한
국내 토양경작기술의 적용 특성

(2004년 7월 26일(월) 17:20~18:00)

이 광 표

(Oikos)

유류오염토양의 생물학적 복원을 위한 국내 토양경작기술의 적용 특성

이광표*, 이철효

서울시 금천구 가산동 481-11 대륭테크노 타운 8차 1007호 (주)오이코스 부설 환경연구소.
(*corresponding author: kplee@oikos.co.kr, Fax: 02-855-6451, Tel: 02-855-5166)

Characterization of landfarming for bioremediation of petroleum-contaminated soil in Korea

Kwang-Pyo Lee*, Cheol-Hyo Lee

Environment research center, OIKOS, Co., Ltd, Room 1007, Daeryung Techno Town
Building 8-Cha, 481-11, Gasan-dong, Geumcheon-gu, Seoul, 153-775, Korea

Abstract

A bioremediation of petroleum-contaminated soil in Korea was evaluated for the optimization of enhanced biodegradation and the minimization of effects of seasonal variations. The short-term bioremediation in combination of biopile pretreatment and landfarming was performed by lowering contaminated levels and overcoming the inhibiting factors in the rainy and winter seasons. A microbial density was maintained with indigenous microbial addition for bioaugmentation and with fertilizers for biostimulation. A lesser volatile and biodegradable fraction due to their abiotic removals following the biopile pretreatment was effectively removed by the laterally applied landfarming. The optimal temperature in

greenhouse was maintained by buffering of the soil temperature even with slight decreases in removal rates during the winter and extensive leaching of nutrients and contaminants was restricted with adjusting the water contents during the Korean rainy season. Although the tilling process was effective for biodegradation with aeration only, the simultaneous treatment due to apparent mixing of nutrients and microbes more favorably degraded the petroleum than the sequential treatment.

Key Words : Landfarming, Bioremediation, Biodegradation, Petroleum-contaminated soil.

서 론

최근 국내 다수의 유류 오염지역의 인체 위해성 증대와 함께 유류 오염토양의 생물학적인 복원 기술이 다양하게 발전되어 왔다. 물리화학적 및 생물학적 유류오염토양 복원 기술로써 토양경작(landfarming), 바이오파일(biopile), 토양증기추출법(soil vapor extraction), 증기주입법(air sparging), 바이오벤팅(bioventing), 토양세척(soil washing or flushing), 열탈착(thermal desorption), 고도산화(chemical oxidation) 기술들이 적용되어 왔다. 특히, 생물학적인 복원기술은 전통적으로 물리화학적인 복원기술보다 경제적이고 효율적인 기술로 인식되어 왔다 (1). 최근에는 생물학적 복원 기술들이 단일공법으로 적용하기 보다는 복합공법을 적용하거나 응용된 형태의 기술방식을 개발하여 복원의 효율을 극대화하는 방식을 선택하고 있다. 토양 세척에 따른 세척제에 의한 잔류 오염물의 분해를 촉진하거나 (2), 오존의 주입 처리에 따른 토착 미생물의 분해 특성과 (3), 고온공기 주입에 따른 지중 미생물의 활성 특성을 고찰하는 등의 연구가 행해지고 있다 (4).

유류 오염 토양의 생물학적 복원 기술 중 토양경작은 국내에 대규모로 적용된 기술로써 미생물에 의한 유류 분해의 효율이 높으며 비교적 단기간에 복원이 가능한 기술이다 (5). 특히, 토양경작은 PAH (poly aromatic hydrocarbon), creosote 등의 유류로 오염된 토양을 지표에서 영양제와 수분 공급을 통해서 미생물의 성장조건을 조절 (biostimulation)하고 유류 분해 미생물을 살포 (bioaugmentation)하여 생물학적 분해를 촉진시키는 기술이다 (6, 7). 이때, 유류 분해 미생물은 토착 미생물로부터 분리 후 동정되어 현장 토양에서의 유류

분해특성에 적합한 종을 선택하여 주입한다. 또한, 트랙터 등의 농업용 경작 장비를 이용해서 미생물과 영양제의 호기성 조건에서의 원활한 생분해를 유도할 수 있다 (A). 고농의 오염 토양은 생분해속도가 느리기 때문에 토양경작전에 무기적 제거(abiotic removal)에 의해서 휘발성분 및 쉽게 분해가능한 성분들을 제거하는 전처리 될 수 있다 (8). 이때, 공기통풍법 (air venting)이나 바이오파일 (biopile)은 통기가 가능한 호기성 분해 조건을 만족 시켜서 전처리 방법으로 적용되고 있다 (9). 국내 동절기와 하절기 및 장마기간의 기후적 특성을 고려할때, 온도변화에 의한 미생물 활성 저하와 강우에 의한 영양제와 오염물의 침출과 토양수분조절의 어려움을 갖는다. 특히, 미생물의 활성은 0-25 °C의 범위에서 미생물의 적응 (microbial adaptation)이 저온에서 사멸하지 않고 온도의 상승과 함께 유류 분해 특성을 유지하는 것으로 알려졌다 (10, 11).

본 연구의 목적은 microcosm에서의 미생물의 유류분해를 위한 영향인자를 평가하고, 국내에서 적용됐던 유류 오염지역의 실규모 (full scale)의 복원 특성에 대해 고찰하는데 있다. 즉, 토착 유류 분해 미생물의 분리 및 그 처리조건 설정의 특성과 실규모의 유류 오염 토양의 복원의 운전 및 계절적 영향을 모니터링 하였다. 그리고, 기존의 생물학적 복원의 복합기술로의 응용가능성을 평가하였다.

재료 및 방법

토착 유류분해 미생물 분리와 유류 분해 실험

I 유류 오염지역에서 생물학적인 유류분해 조건을 결정하기위해서 유류분해 미생물의 분리와 토양경작을 주 공정으로 하는 유류 분해 조건을 도출하였다. 먼저, 오염 토양을 토착하여 환경에 내성을 지닌 토착 유류분해 미생물을 분리하였다. 오염 토양 1 g을 20 °C의 배양기에서 24시간동안 어두운 밀폐용기에 저장하였다. 영양배지에서 희석 용액을 연속하여 접종하여 벌크 박테리아를 분리하였다. 얻어진 벌크 박테리아는 디젤과 윤활유 (10,000 mg/L TPH)를 탄산원으로 하는 영양배지 담아서 10일의 성장기를 거친후 18종을 분리하였다. 분리된 각각의 미생물을 10,000 mg/L TPH의 용액 배지(50 mL) 주입하여 상온의 200 rpm에서 성장시켜서 5종의 유류분해에 용이한 미생물을 분리했다. 이때, 용액내 유류 분해 후 잔류 TPH농도와 미생물 성장에 따른 OD (optical density)를 모니터링하여 분해와 성장이 양호한 종을 선택하였다. 그리고, 유류분해 실증 실험을 위해서 혼합된 미생물들을 사용하였다.

분리된 유류 분해 미생물 농도의 영향을 보기 위해서 토양 1.5 kg에 미생물을 5.0×10^5 , 8.0×10^5 , 1.0×10^6 , 1.5×10^6 , 2.0×10^6 cfu/g (dry weight)로 투입하여 7일 간격으로 시료를 채취하여 TPH를 분석하였다. 오염토양의 초기 농도 영향에 대한 실험은 오염토양의 최대 농도 32,000 mg/kg을 고려하여 인공으로 토양을 TPH 2,000, 5,000, 10,000, 20,000, 30,000 mg/kg으로 오염시켜 주기적으로 시료를 채취하여 분석하였다. 경작단 높이의 최적화를 위해서 내경이 90 mm인 아크릴관에서 토양의 충진을 30, 60, 100, 150, 200 cm 깊이의 오염토양을 충진 후 유류분해 미생물을 1.2×10^6 cfu/g과 영양제를 투입한 후 실온에서 주 1회 뒤집기를 하며 수분을 15 ~ 20 °C를 유지하였다. 그리고 분리된 미생물의 유류분해 효율을 분석하기 위해서 멸균처리구, 무처리구, 영양제 처리구, 미생물/영양제 처리구로 분해 실험을 실시하였다. 이때, 미생물의 양은 1.0×10^6 cfu/g을 투입하고, 영양제는 CNP=100:10:1을 초기에 투입하였다.

Microcosm 실험에서 일정한 영양제 비율 (CNP=100:10:1)과 수분함량 (20 %) 및 실내온도(25 °C)에서의 미생물의 주입량과 오염토양 초기농도와 경작단 높이의 최적 조건을 도출하였다. 파일럿 실험에서는 강철 재질의 배출구와 상부 개방된 형태의 방형구 (2 m의 정육면체)에서 유류분해 실험을 행하였다. 실험을 위한 오염토양은 고농도 (20,000 mg/kg 이상), 중농도 (10,000 mg/kg) 및 저농도 (3,000 mg/kg 이하)의 토양을 5 m³ 굴착후 충분한 혼합하여 실험전 정치후 사용하였다. 경작과 온도의 영향을 고찰하기 위해서 온실 실험동 (7 m width x 7 m length x 3.5 height)을 건축하여 (1) 무처리구, (2) 1 회/주 경작 처리구, (3) 2 회/주 경작 처리구, (4) 3 회/주 경작 처리구의 4가지 방법으로 실험하였고, 온실내외부의 온도의 영향을 알아보기 위해서 방형구 1기는 (5) 외부 1 회/주 경작 처리구로 실험을 행하였다. 이때, 수분의 함량은 약 20 %를 유지하도록 분무기로 증류수를 분사하였고, 유류분해 미생물은 1.0×10^6 cfu/g이상 투입하였다.

실규모 유류 분해

실규모 복원 연구를 위한 유류 오염토양은 국내 B지역과 P지역에서 채취하였다. 두 지역의 오염토양은 BTEX와 TPH으로 구성되며, 주 오염원은 디젤과 부분적으로 윤활유계통의 혼합오염물을 갖는다. B지역의 오염토양은 유류분해 미생물의 분리와 실험실과 파일럿 실험 및 실규모 실험을 위해서 사용되었다. 실규모 생물학적 복원은 각각 B지역과 P지역의 복합기술 적용이다. B지역은 고농도 오염토양의 저감을 위한 바이오파일 전처리와 토양경작으로 구성되었고, P지역은 지중 살포식 토양고도산화와 토양 경작으로 구성되었다. 먼저, B지역 연구에서 고농도로 오염된 토양을 바이오파일에 의해서 저농도로 전처리 하였다. 바이

오파일 전처리는 영양제만 투입 (A1, B1, C1)과 미생물과 영양제를 동시에 투입하는 두가지 방법 (A2, B2, C2)으로 행해졌다. 영양제와 미생물은 각각 CNP 비(100:10:1)와 10^6 cfu/g (dry weight)을 기준으로 투입했다 (12). 바이오파일은 다공성의 주입관과 추출관을 통해서 공기를 주입하거나 발생 VOC를 추출하여 처리하는 시스템으로 구성된다. 이때, 복원 효율과 그 모니터링을 위해 초기 투입토양과 처리토양의 TPH농도, pH, 미생물수, 영양분 농도, 수분함량을 측정하였다. 전처리된 토양은 토양경작으로 최종 처리 되었다. 바이오파일 처리장은 가로 34 m x 너비 34 m x 높이 4 m (1 배치). 실규모 토양경작운전은 4개의 온실 (가로 15 m x 너비 90-120 m x 높이 5.9 m)에서 오염토양 60 cm의 높이로 축적 후 복원을 실시하였다. 영양제와 미생물의 주입후 경작은 4일마다 농업용 경작기로 행하였고, 토양 수분은 약 20 %로 조절하였다. 실규모 복원은 약 1년 동안 총 40 배치로 행해졌다. 이때, 영양제와 미생물의 투입방식은 동시에 처리하는 방법과 순차적으로 투입하고 경작 처리하는 방식을 이용하였다.

P지역의 복합처리 방식은 토양 경작전 혹은 후에 과산화수소 (H_2O_2)를 투입함으로써 오염물을 분해하는 동안 유류저감도와 미생물의 양을 모니터링 하였다. 유류로 오염된 TPH 17,500 mg/kg으로 오염된 토양에 과산화수소 (H_2O_2 35 %)를 토양무게 대비 2 %의 비율로 분사하며 교반하였다. 그리고, 각각 2일과 3일후 영양제와 유류분해 미생물을 위의 유류분해 실험과 동일한 기준으로 투입하고 주당 2 ~ 3회의 경작 하였다. 또 다른 실규모 실험은 영양제와 유류분해미생물을 주입하고 토양경작을 25일 행한 후 과산화수소를 토양무게 대비 2%의 비율로 분사하였다. 이때, 과산화수소의 투입은 pH 6 ~ 8 범위 내에서 미생물의 활동성이 유지했다.

화학 및 생물학적 분석

TPH의 분석을 위한 시료 전처리는 토양공정시험법 (13)에 따라 준비되었고, USEPA 418.1 분석방법 (14)에 따라 GC/FID (Gas chromatography/Flame ionization detector, Acme 6000 GC)를 이용하여 분석하였다. 미생물의 수는 각 실험동안 일정한 시간 간격에서 평판배양법 (plate count method)으로 측정하였다. 토양내 영양분의 측정을 위해서 질산염과 암모늄의 농도는 각각 soil digestion method (15)과 distillation and titration method (16)를 이용하였다.

결과 및 고찰

유류 분해 특성

토양으로부터 분리 동정한 5종류의 미생물들을 이용해서 유류 분해 최적 조건의 미생물 공급량을 결정하였다. I 지역 오염 토양 내 유류분해 미생물 초기 농도는 7.5×10^4 cfu/g (dry weight)이었다. 미생물 투입량의 변화에 따라 1.2×10^6 cfu/g 이상에서 유류 분해 속도가 최대가 되었고 평균 35일 내외에서 복원기준치 2,000 mg/kg 이하로 저감되었다 (Fig. 1a). 오염토양의 농도에 따른 처리 효율 실험에서 저농도, 중농도, 고농도의 토양에서 유류의 저감 속도는 무기적 제거 효과가 고농도 토양이 저감 속도를 증대하였고 평균 복원 기간은 저농도 토양에서 28 ~ 35일 이었다 (Fig. 1b). 특히, 고농도 오염 토양은 복원 기간이 55 ~ 98 이상으로 매우 길게 예측되었다. 최적 경작단 높이는 42 시간 후 분해 효율 (57%)이 가장 높은 60 cm의 높이가 적합하였다 (Fig. 1c). 경작단 높이에 따른 생분해 속도는 30 ~ 150 cm의 생분해속도 (각각의 경작단 높이에 대해 0.0163, 0.0232, 0.0160, 0.0150 day^{-1})는 유사하였고, 200 cm (0.0067 day^{-1})이상에서 급격히 낮은 생분해 속도를 보였다. 토양과일은 통기에 의한 산소 공급과 무기적인 제거작용이 유류제거에 영향을 준다(18). 따라서 이를 위해 적합한 높이가 설정되어야 한다. Fig. 2는 미생물의 유류 분해 효율 실험결과이다. 무처리구는 토양내 토착 미생물에 의해서 5,750에서 3,779 mg/kg으로 저감되었다. 반면, 멸균처리구는 초기오염농도 (5,220 mg/kg)에서 4,110 mg/kg으로 최종 저감되어 8.07 mg/kg/day의 무기적인 휘발 효과가 작용했다. 영양제 처리구는 초기 농도 5,220에서 2,478 mg/kg으로 42일동안 53 %의 분해 효율을 보였고, 미생물과 영양제 동시 투입구는 791 mg/kg까지 저감시켜서 85 %의 분해효율로서 약 1.6 배의 빠른 복원 효율을 나타내었다.

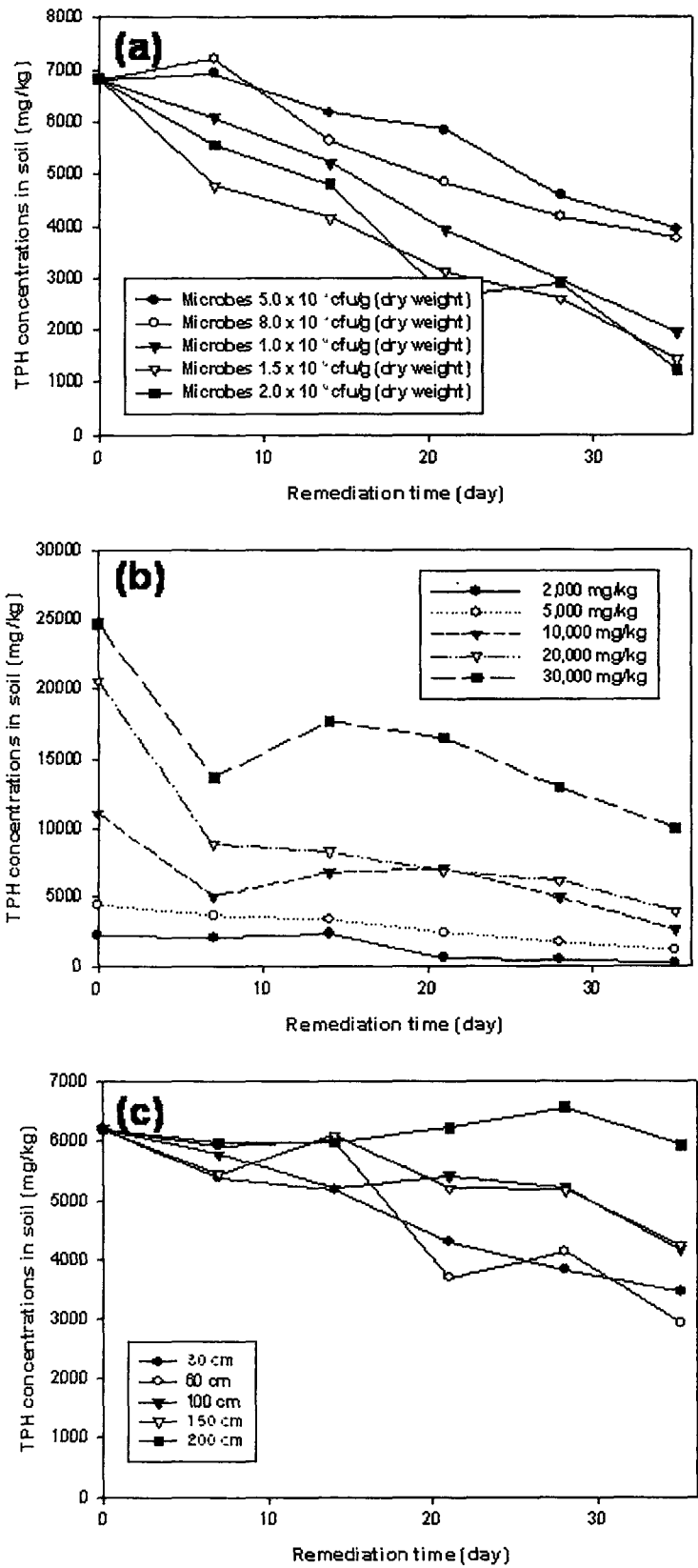


Figure 1. (a) effect of microbial density, (b) effect of initial contaminated level and (c) height of the soil pile.

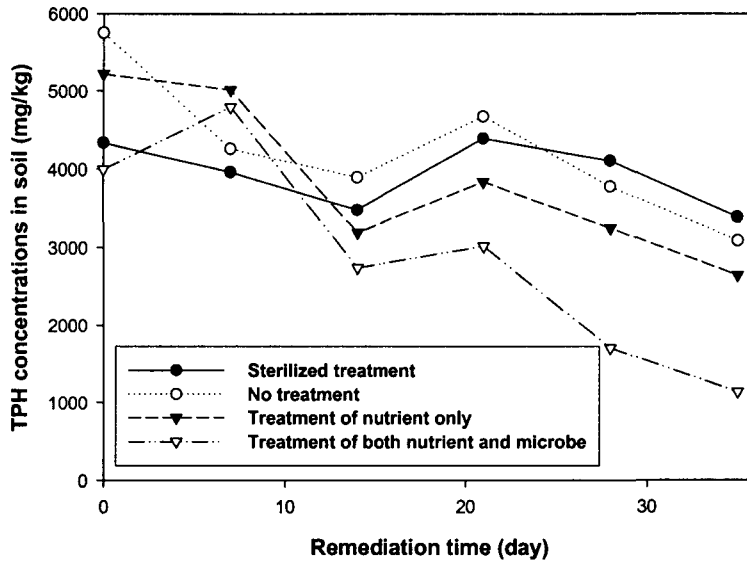


Figure 2. TPH reduction in various treatments.

Microcosm 실험에서 얻어진 미생물 공급량, 초기 오염농도, 경작단 높이의 최적 조건에서 경작과 처리 온도의 효과를 고찰하기 위해서 파일럿 실험을 행하였다. Fig. 4는 오염 지역의 고농도 (20,000 mg/kg 이상)과 중농도 (10,000 mg/kg) 및 저농도 (3,000 mg/kg 이하)의 토양을 혼합하여 철재방형구내에서의 유류 분해 결과이다. 온실 내부에서 처리한 결과는 온실 외부에서 처리한 것보다 35일후 복원 효율이 1.9배 높았다 (Fig. 3a). 이것은 온실 내부의 온도 평균 29 °C이 외부 평균 15 °C보다 약 2배 높았기 때문에 미생물의 최적 온도인 30 °C내외로 유지할 수 있었다 (Fig. 3b). 파일럿 실험에서의 평균 생분해 속도 (주 3회 경작시 0.0349 day⁻¹)는 실험실 수준의 평균 생분해 속도 (0.0452 day⁻¹)보다 77% 낮은 수준을 보였다. 일반적인 토양 처리의 불균질한 영향인자인 온도, 수분조절, 최적 혼합조건 등에 의한 영향이다 (18, 19). 초기 미생물의 수는 증가 후 탄소원인 유류의 분해에 따른 소모에 따라 미생물의 수는 감소되었다 (Fig. 3c). 특히, 토양경작동안 미생물 수의 변화는 경작회수가 증가함에 따라 상대적인 높은 양을 보였다. 이는 호기적인 유류 분해 조건에서 미생물의 분해가 유효함을 지시했다. 유류분해동안 영양제의 변화양상은 암모니아성 질소와 질산성 질소는 농도가 감소되었다 (Fig. 3d, e). 이는 미생물에 의한 영양제의 소모 및 토양 및 바이오매스에 의한 유출 때문이다. 불규칙한 유효인산의 농도 (Fig. 3f)는 무기적인 반응에 의해서 인산의 고정화와 재용출의 결과이다 (19).

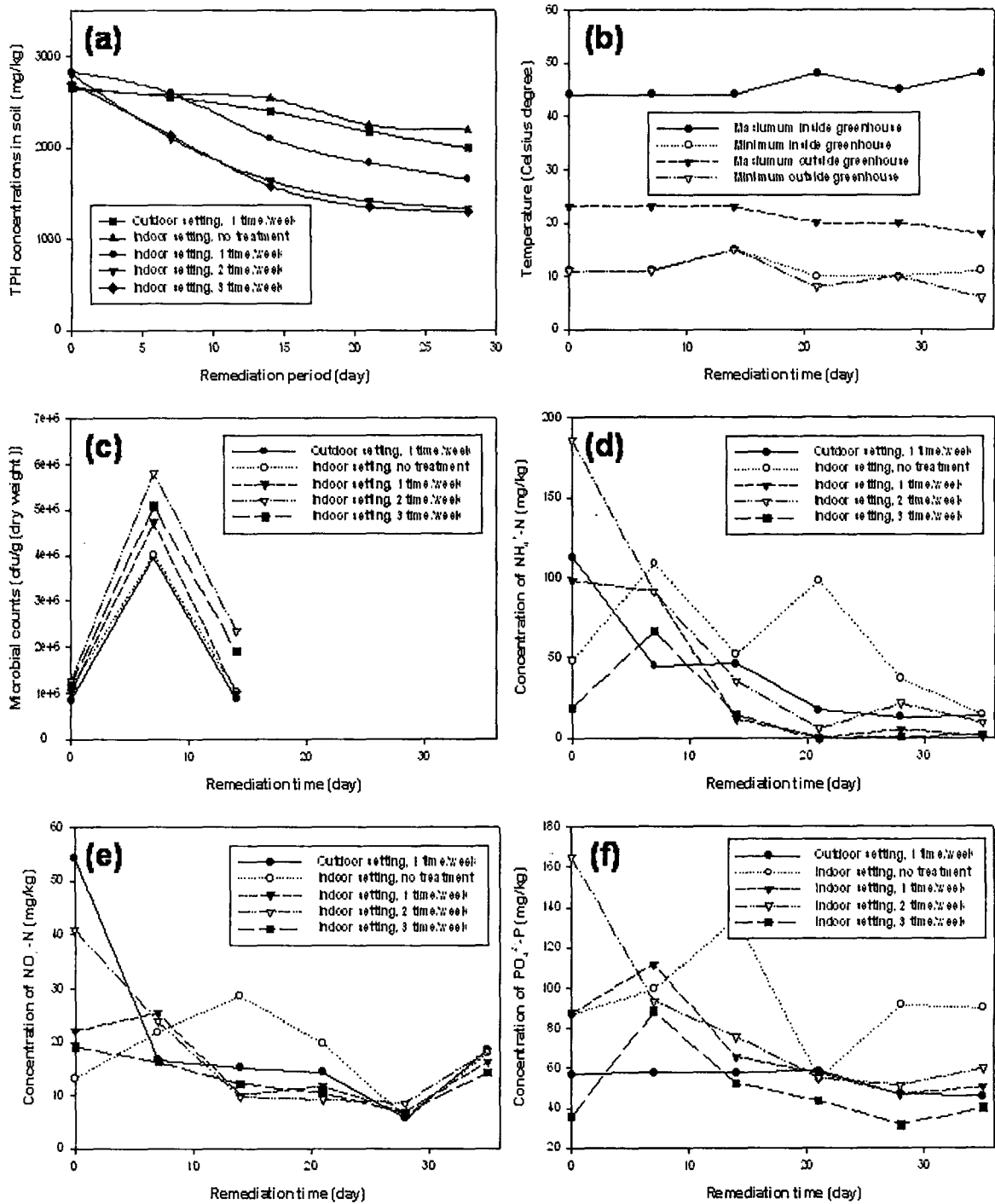


Figure 3. (a) TPH reduction, (b) temperature inside/outside greenhouse, (c) petroleum degrading microbial counts, concentrations of (d) NH_4^+ , (e) NO_3^- , and (f) PO_4^{2-} .

현장 규모 토양경작 효율 평가

B 오염지역의 유류오염물을 제거하기 위한 전처리 방법으로 바이오파일기술을 사용하였다. 일반적으로 생물학적 복원은 그 제거 반응 기작이 느리기 때문에 장기간의 복원과 모니터링이 필요한 기술이다. 본 연구에서의 토양경작전의 전처리기술로써의 바이오파일은 복원 기간을 감소 시키기 위한 복합기술로써 적용되었다. 미생물과 영양제를 동시에 투입한 A2, B2, C2배치는 미생물의 농도의 증가에 있어서 영양제만 투입한 A1, B1, C1배치보다 3배 많은 미생물의 성장으로 보였다 (Table 1). 또한, 미생물과 영양제를 동시에 투입한 배치들이 1,700 mg/kg의 농도 이하로의 TPH 농도 저감 효과도 컸다. 유류 분해동안 pH의 약한 감소를 보였고, 영양 무기물들의 농도는 교반효과가 없었기 때문에 불균질한 특성을 보였다.

Table 1. Results of biopile pretreatment before landfarming in B study area

Batch		TPH concentration (mg/kg)	pH	Microbial counts (cfu/g (dry soil))	Concentration of NH ₄ -N (mg/kg)	Concentration of NO ₃ -N (mg/kg)	Concentration of PO ₄ -P (mg/kg)
A1	Before biopile	3,525	7.7	8.0 x 10 ³	2.8	23	8.7
	After biopile	1,944	8.0	7.4 x 10 ⁴	4.8	0.1	4.7
B1	Before biopile	3,406	8.3	5.5 x 10 ³	3.0	8.3	1.3
	After biopile	1,331	7.7	1.7 x 10 ⁴	3.6	0.1	1.7
C1	Before biopile	3,606	8.2	2.0 x 10 ⁵	3.4	11	1.0
	After biopile	2,339	7.8	1.2 x 10 ⁴	7.1	1.6	1.1
A2	Before biopile	3,802	7.9	6.6 x 10 ³	2.9	24	9.3
	After biopile	1,615	7.7	1.2 x 10 ⁷	2.1	0.7	2.4
B2	Before biopile	3,627	8.2	4.5 x 10 ³	3.0	11	1.1
	After biopile	1,689	7.8	3.4 x 10 ⁶	5.3	3.3	2.8
C2	Before biopile	3,481	8.2	1.4 x 10 ⁵	3.2	9.7	1.0
	After biopile	1,676	7.7	7.2 x 10 ⁶	8.6	1.3	2.4

* About 50 soils were sampled with respect to the depth of biopile in each batch (A1, A2, B1, B2, C1 and C2)

실규모 토양경작을 위한 온실내 토양의 온도는 여름과 겨울 각각 25와 15 °C로 미생물 활성 온도로 적절하였다 (Fig. 3b). 여름과 겨울의 토양경작 운전 특성은 Figs. 6과 7에 보여진다. 오염토양의 TPH농도는 최종 800 mg/kg 이하로 저감되었다 (Fig. 4a와 5a). 겨울철에는 유류분해속도가 느리며 복원 기간도 증가하는 경향을 보였다 (Fig. 6a). 두계절의 미생물의 수는 초기에 증가하다가 탄소의 소모에 따라 미생물의 성장이 감소하는 경향을 보인다 (Fig. 4b와 5b). 또한, 복원 기간중 여름철보다는 겨울철의 적은 미생물의 수를 보였다. 이는 미생물의 활동이 낮은 온도에서 제한됐고 생물학적인 유류 분해 효율의 감소를 일으켰다. 그러므로, 실규모의 토양경작은 겨울철 복원효율의 감소를 보이며 온실내에서 거의 제한 받지 않았다.

Fig. 4c와 5c는 복원 동안 인산염과 질산염 및 암모늄의 농도 변화를 보여준다. 질산염과 암모늄 공급원으로써 NH_4NO_3 의 첨가는 암모늄의 소모와 함께 질산염의 증가 양상을 보였다. 미생물 분해 작용동안의 C/N비율에서 질소가 미생물 활성화에 주요한 제한 인자로 작용하고, 용출가능한 질소의 소비는 미생물의 물질대사보다는 바이오매스와 토양에 고정화 된다 (20, 21). 또한, 질산염은 일반적으로 토양내에서 용출이 용이하여 빠른 농도 감소를 보인다 (19). 그러나, 본 복원 운전중에 수분조절은 과도한 영양제 및 미생물의 용출을 제한할 수 있는 분사식으로 간헐적으로 공급됐다. 그러므로, 질산염의 증가는 암모늄의 부분적인 산화와 용출제한에 따른 누적 때문인 것으로 판단된다. 유류분해가 느려진 후 질산염과 암모늄의 농도는 변화가 작아졌다. 이것은 미생물에 의한 영양제의 변화에 영향을 줌을 지시한다. 인산염의 농도는 유류분해동안 매우 적은 변동을 보였다. 작은 변동은 미생물의 대사와 무기적인 고정화 및 재이동 때문이다 (19). 처리 토양내 수분의 양은 일정하게 유지되었으나, pH는 감소하였다 (Figs. 4d과 5d). 이는 중성 pH의 토양내 미생물 분해로 발생한 이산화탄소의 고정에 따른 pH 저감효과이다.

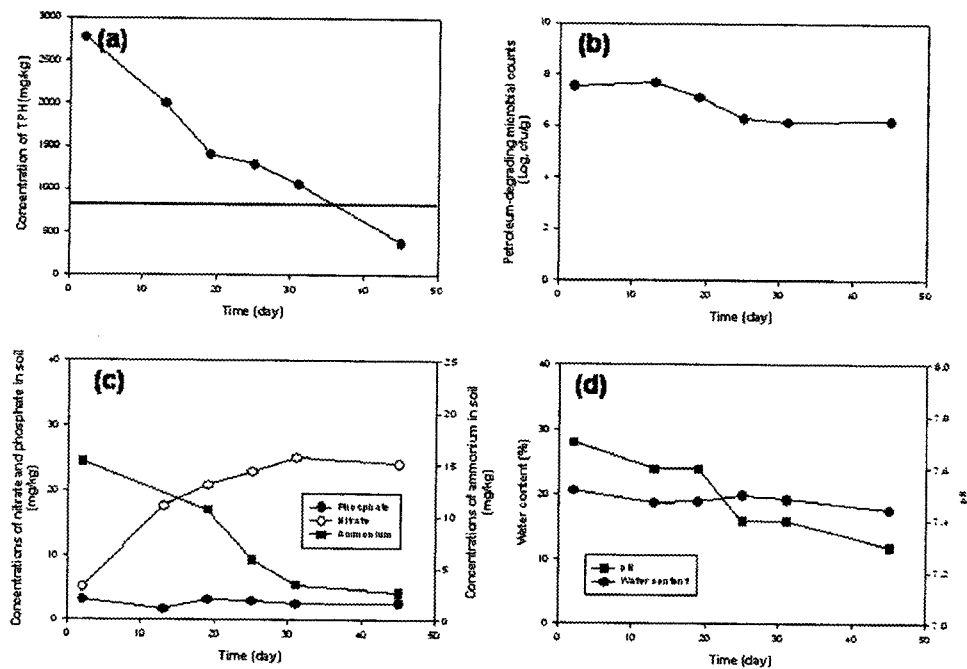


Figure 4. (a) Changes in the Concentration of TPH, (b) Petroleum-Degrading Microbial Counts, (c) Concentration of Nutrients and (d) pH and Water Contents in Treated Soils during the Summer Season.

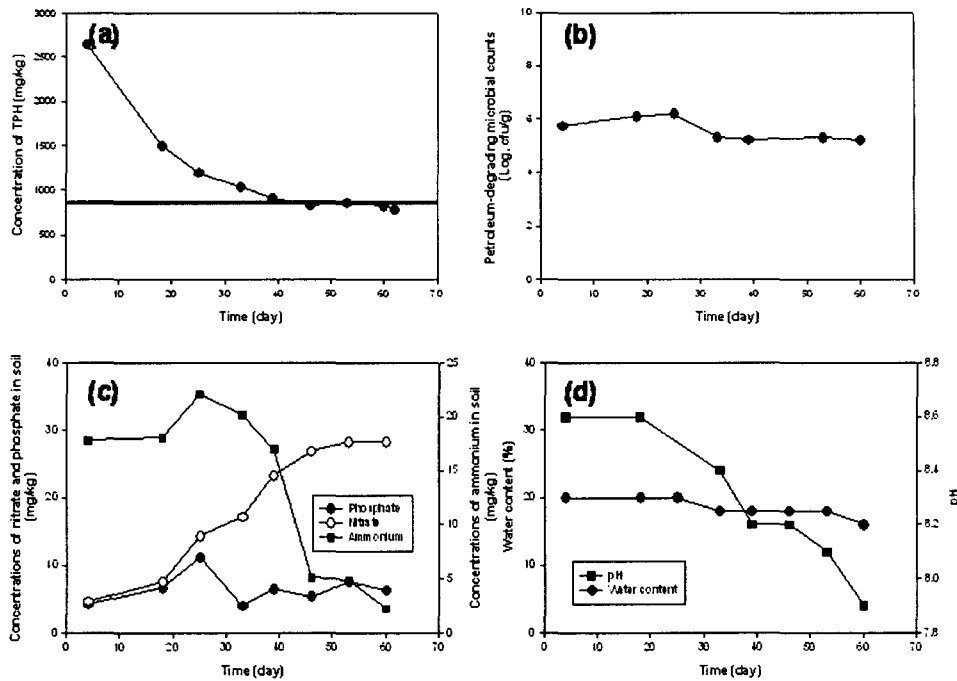


Figure 5. (a) Changes in the Concentration of TPH, (b) Petroleum-Degrading Microbial Counts, (c) Concentration of Nutrients and (d) pH and Water Contents in Treated Soils during the Winter Season.

미생물과 영양제의 동시 투입방법과 순차적인 투입방법은 오염토양의 생분해의 효율에 영향을 보였다. Table 2는 처리 방법과 계절적인 변동에 따른 평균 복원 기간과 범위를 보여준다. 유류분해는 약 1,350 ~ 4,640 mg/kg의 오염토양의 농도를 800 mg/kg 이하로 평균 49일 (28 ~ 91 일)동안 복원하였다. 특히, 동시 투입방법은 평균 40 일의 복원 기간이 소요됐고, 순차적인 투입방법은 56일의 기간이 소요되었다. 또한, 동일한 동시처리방법으로 처리시 겨울동안의 생분해의 작은 제한은 여름철 40일의 복원 기간보다 긴 겨울철 54일의 기간을 보여주었다. 이러한 경향은 Fig. 6의 유류분해 속도와 초기 오염농도와의 상관관계가 잘 보여준다. 유류분해 속도는 전형적인 일차반응속도로 나타낼 수 있었고 동시 투입방법이 순차적인 처리방법보다 더 높은 속도를 보여주었다. 따라서 경작을 동반한 영양제와 미생물의 토양과의 동시 교반이 더 효과적인 유류분해로 나타났다.

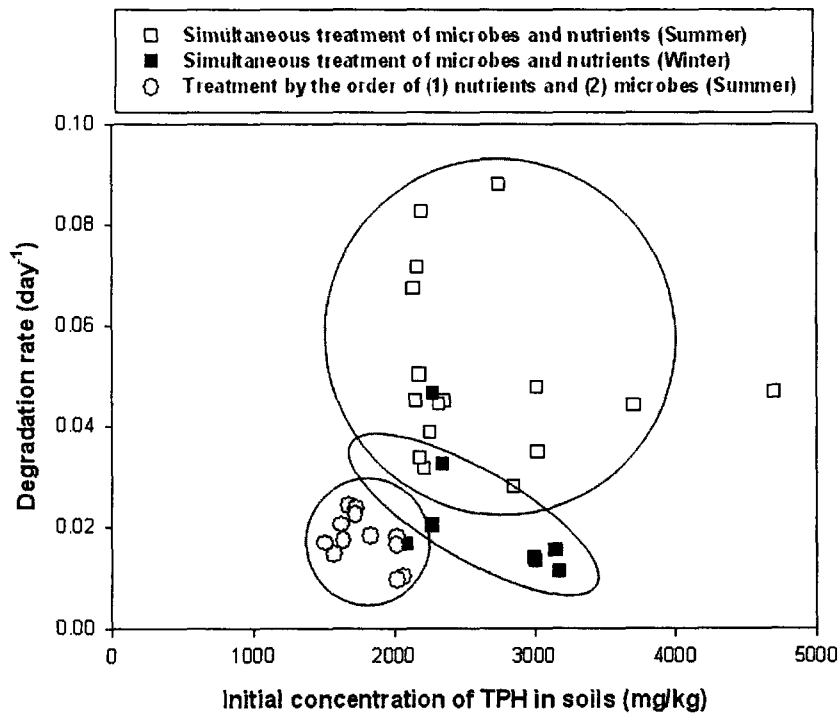


Figure 6. Microbial Degradation Rate of Petroleum-Contaminated Soils with respect to Two Treatment Methods of Field-Scale Treatment of Nutrients and Microbes.

P지역 유류 오염 토양 복원은 과산화수소를 이용한 지중 살포식 고도산화기술을 토양경작의 전후에 복합 적용하였다. Fig. 7은 각각 고도산화 적용을 토양경작 전 (a)과 후 (b)에 투입한 후 유류분해 저감 효율을 보여준다. 산화제 처리 후 생물학적 처리 결과에서 초기 높은 오염농도 (17,500 mg/kg)는 과산화수소에 의해서 9,500 mg/kg으로 저감된 후 30일간의 토양경작 후 1,500 mg/kg으로 감소되었다 (Fig. 7a). 이때, 유류 미생물 수의 감소가 일어나지 않는 범위 내에서 산화제의 양이 결정되었기 때문에 토착 미생물의 사멸을 최소화하였다. 또한, 산화제 처리에 의한 유류분해 미생물의 양이 직접적으로 제한받지 않았기 때문에 유류분해의 효율은 높았음을 지시하였다. 반면에 생물학적인 처리 후 잔류한 유류의 난분해 효과를 산화제에 의해서 제거한 경우는 초기오염농도 (7,500 mg/kg)에서 생물분해에 의해서 2,900 mg/kg까지 저감된 후 1차 산화제 투입 후 1,500 mg/kg, 2차 산화제 투입 후는 780 mg/kg으로 최종 저감함을 보였다.

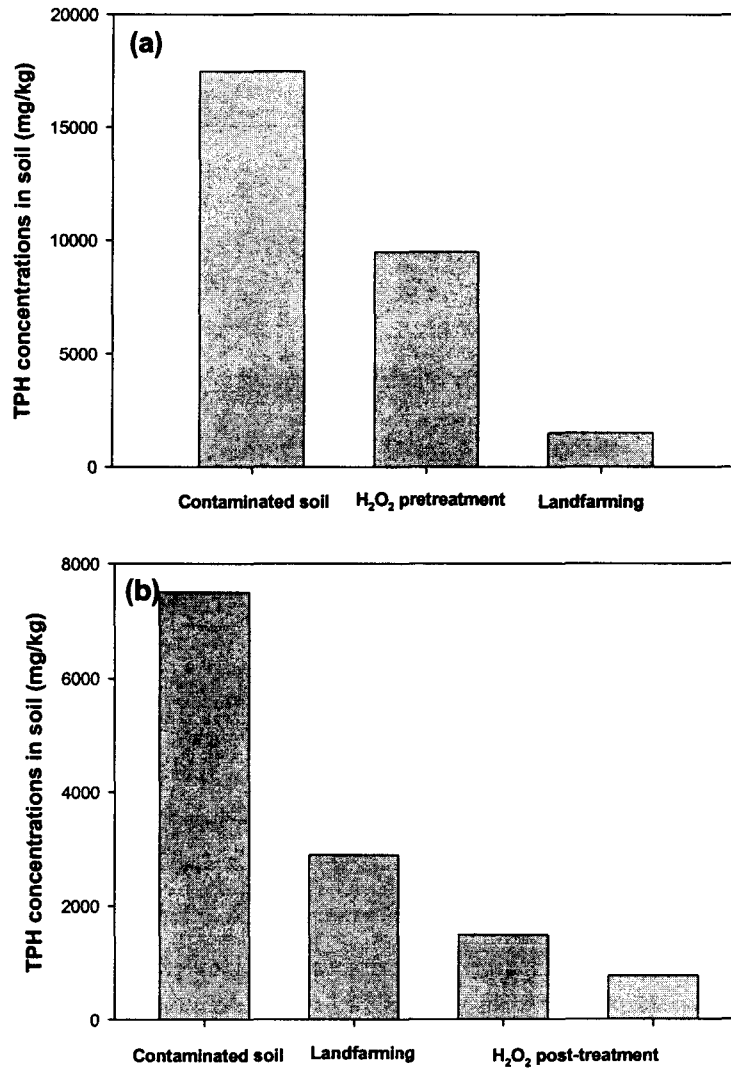


Figure 7. (a) pretreatment and (b) post-treatment of contaminated soil by H₂O₂

Table 2. Mean Values and Range of Bioremediation Period in the Field-Scale Treatment.

Treatment	Mean remedial timescale (days)	Range of remedial timescale (days)
All treatment ¹⁾	49	28~91
Simultaneous treatment ²⁾ (Summer)	40	28~44
Simultaneous treatment ²⁾ (Winter)	54	46~65
Sequent order treatment ³⁾ (Summer)	56	42~91

¹⁾ Including both the simultaneous and sequent order treatment

²⁾ (1) Simultaneous addition of microbes and nutrients and (2) tilling process

³⁾ Sequent order treatment by the order of (1) nutrients, (2) tilling process and (3) microbes

참고 문헌

1. Eriksson, M., G. Dalhmmar and A.-K. Borg-Karlson (2000), Biological degradation of selected hydrocarbons in an old PAH/creosote contaminated soil from a gas work site, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **53**, 619-626.
2. 신경희, 김경웅, (2003), 생물계면활성제를 이용한 Phenanthrene의 생물학적 처리, 자원환경지질학회지 **36**(5), pp. 375-380.
3. 안영희, 정해룡, T. Rameshwar, R. Tatarvarty, 최희철, 김인수, (2003), Monitoring of petroleum hydrocarbon degradative potential of indigenous microorganism in ozonated soil, 2003년 한국지하수토양환경학회 추계학술발표회, 한국지하수토양환경학회, pp. 152-157.
4. 박기호, 박민호, 이의신, 신항식, (2003), 고온공기주입시 지중온도에 의한 ISR의 변화, 2003년 한국지하수토양환경학회 추계학술발표회, 한국지하수토양환경학회, pp. 91-94
5. 농업기반공사, (2002), 육군 구2정비창 오염부지 정화사업 공법 실증시험, 한국지하수토양환경학회, pp. 833.

6. USEPA (1990), International evaluation of In-situ bioremediation of contaminated soil and groundwater, EPA/540/2-90-012. Washington DC: USEPA.
7. USEPA (1993), Guide for conducting treatability studies under CERCLA, biodegradation remedy selection, interim guidance, Superfund innovative technology evaluation, EPA/540/R-93/519a. Washington DC: USEPA.
8. Gray, M.R., D.K. Banerjee, M.J. Dudas and M.A. Pickard, (2000), Protocols to enhance biodegradation of hydrocarbon contaminants in soil, *Bioremediation J.* 4, pp. 249-25
9. Balba, M.T., R. Al-Daher, N. Al-Awadhi, H. Chino and H. Tsuji, (1998), Bioremediation of oil-contaminated desert soil: the Kuwaiti experience, *Environ. Int.* 24(1/2), pp. 163-173.
10. Margesin, R and F. Schinner, (1997), Bioremediation of diesel-oil-contaminated Alpine soils at low temperatures, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 47, pp. 462-468.
11. Margesin, R, G. Walder and F. Schinner, (2000), The impact of hydrocarbon remediation (diesel oil and polycyclic aromatic hydrocarbons) on enzyme activities and microbial properties of soil, *Act. Biotechnol.* 20, pp. 313-33.
12. Kuo, J. (1999). Practical design calculations for groundwater and soil remediation. Lewis Publishers.
13. 환경부, (2002), 토양공정시험법.
14. USEPA (1983), Methods for chemical analysis of water and wastes, Washington DC: USEPA.
15. Foster, J.C. (1995). Determination of the gravimetric water content and soil dry mass: In Methods in applied soil microbiology and biochemistry. London Academic Press.
16. Clescerl, L.S., A.D. Eaton and A.E. Greenberg, (2001), Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, Washington D.C.
17. Atagana, H.I. (2003), Bioremediation of creosote-contaminated soil: a pilot-scale landfarming evaluation, *World J. Microbiol. Biotechnol.* 19, pp. 571-581.
18. Atagana, H.I. (2004), Bioremediation of creosote-contaminated soil in South

- Africa by landfarming, *J. Appl. Microbiol.* **96**, pp. 510-520.
19. Margesin, R and F. Schinner, (2001), Bioremediation (Natural attenuation and biostimulation) of diesel-oil-contaminated soil in an Alpine glacier skiing area, *Appl. Environ. Microbiol.* **67**, pp. 3127-313.
20. Braddock, J.F., M.L. Ruth, J.L. Walwoth and K.A. McCarthy, (1997), Enhancement and inhibition of microbial activity in hydrocarbon-contaminated arctic soils: implications for nutrient-amended bioremediation, *Environ. Sci. Technol.* **31**, pp. 2078-2084.
21. Straube, W.L., C.C. Nestler, L.D. Hansen, D. Ringleberg, P.H. Pritichard, and J. Jones-Meehan, (2003), Remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) through landfarming with biostimulation and bioaugmentation, *Acta Biotechnol.* **23**(2/3), pp. 179-196.