

《原著》

Pilot 규모 biopile에 의한 유류오염토양의 정화

윤정기¹ · 노회정¹ · 김 혁¹ · 김종하¹ · 김태승^{1*} · 고성환²

¹국립환경과학원

²에코필

Bioremediation of Petroleum Contaminated Soils by Pilot Scale Biopile

Jeong Ki Yoon¹ · Hoe-Jung Noh¹ · Hyuk Kim¹ · Jong Ha Kim¹ · Tae Seung Kim^{2*} · Sung Hwan Ko²

¹National Institute of Environmental Research

²EcoPhile Co.

ABSTRACT

The pilot scale biopile system was designed and operated for evaluation of bioremediation efficiency for petroleum contaminated soil. The pilot scale biopile consisted of biopile dome, aeration system and monitoring system and two biopiles were operated with nutrients and inoculum for more 100 days. The test pile A and B were analyzed with regard to pH, total carbon contents, water contents, nutrients (N, P) and TPH. The initial TPH concentrations for pile A and pile B were about 10,000 mg/kg and 2,300 mg/kg, respectively. After 100 days, the TPH contents decreased about 70% in the pile A and 30% in the pile B. Also, n-C₁₇/pristane and n-C₁₈/phytane ratios in all pile were significantly changed. The microbial densities in the pile A was increased by approximately 10⁷ CFU/g-soil~10⁸ CFU/g-soil, but there was almost no change in the pile B. The average biodegradation rates were calculated about 66.8 mg/kg-day in the pile A and 10.9 mg/kg-day in the pile B. Over the course of operation period, pile temperature was considered the major limiting factor for the efficiency of all biopiles.

Key words : Biopile, Petroleum contaminated soil, TPH, Biodegradation

1. 서 론

유류로 오염된 부지에서의 정화기술은 매우 다양한 형태로 개발되어 현장에 적용되고 있으며 이를 크게 구분하면 오염 부지내에서 처리하는 지중처리(In-situ) 기술과 지상처리(Ex-situ) 기술로 구분된다. Biopile은 대표적인 지상처리기술로 상대적으로 설계와 건설이 용이하고, 일반적인 오염토양의 정화기간이 대략 3~6개월로 비교적 짧아 상대적으로 많은 비용이 요구되는 오염부지정화의 경우에 보다 비용효과적인 기술로 알려져 있다. 그러나 biopile 공법은 유류오염물질중 중질유에 주로 많이 함유되어있는 5개 내지 6개의 벤젠고리를 가지고 있는 다환방향족탄화수소(PAHs)가 다량 들어 있거나 총석유계탄화수소(TPH) 및 토양 중 중금속이 과다하게 높을 경우 기술

의 적용이 효과적이지 못한 것으로 보고된 바 있다(Fahnestock et al., 1998). 또한 biopile은 미생물이 호기적 상태에서 유류분해 작용을 할 수 있게 설계된 처리시스템으로 적절한 산소 및 수분의 공급이 필요하고, pile 내부에서 일어나는 현상은 매우 복잡하다. Biopile의 효과를 향상시키기 위해서 여러 연구자들은 팽화제, 무기영양염류, 활성슬러지, 계면활성제 등의 첨가에 의한 다양한 효과를 보고하고 있다(Fahnestock et al., 1998; Jorgensen et al., 2000). 그러나 Hayes et al.(1995)은 biopile 연구에서 오염토양의 유류분해에 별다른 효과를 보이지 않는 경우도 있다고 보고한 바 있으며, Jorgensen et al.(2000)도 유류오염토양의 미생물 제제의 첨가효과는 다소 미흡한 것으로 보고한 바 있다. 국내에서도 유류오염토양에 대한 biopile 정화사례가 증가하고 있으며, Yeom et al.

*Corresponding author : tskim99@korea.kr

원고접수일 : 2012. 11. 14 심사일 : 2013. 3. 11 게재승인일 : 2013. 3. 22
질의 및 토의 : 2013. 6. 30 까지

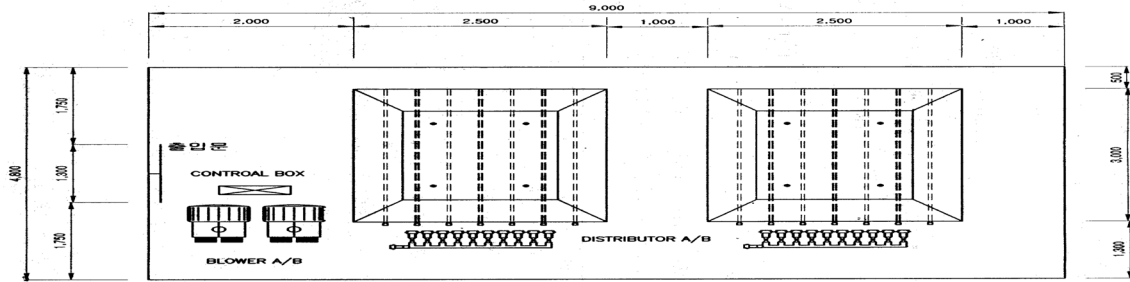


Fig. 1. Scheme of pilot scale biopile system.

(1999)은 디젤오염토양의 정화에 파이로트 규모의 biopile에 대한 통기효과, 온도 등의 영향을 보고한 바 있다.

최근 발표되고 있는 새로운 연구 동향을 보면 biopile의 산소 및 수분의 공급에 대한 이들 인자들간의 상호관계를 수학적인 모델로 해석하기도 하였다(Kodres, 1999; Li et al., 2004). 대부분의 생물학적 유류분해반응의 연구는 호기성세균에 관한 것인데 최근 혐기적 상태에서의 PAHs 분해 가능성에 대한 연구도 진행되고 있으며(Grishchenkov et al., 2000), 해안에서 원유 유출사고시 생물학적 분해에 대한 연구에서는 예외적으로 특정한 조건에서 PAHs가 n-알칸류보다도 쉽게 분해되는 경우가 보고된 바 있다(Lepo et al., 1999). 또한 Filler et al.(2001)과 Sanscartier et al.(2009)이 낮은 온도의 북극지방에서 biopile을 적용한 연구에서 미생물의 활성을 높이기 위해서 단열장치 및 전 열회로 등을 이용한 열공급 등의 시스템을 개발하거나 오염토양의 온도를 증가시킴으로써 미생물의 생분해 속도가 증가되었음을 보고한 바 있다.

위에서 언급 된 바와 같이 유류오염부지의 생물학적 정화에 대한 다양한 연구와 실질적인 오염부지 정화를 위한 노력을 기울이고 있어 우리나라도 적극적인 생물학적 정화기술이 활발하게 보급·활용될 수 있도록 여건이 마련되어야 할 필요가 있다.

본 연구에서는 생물학적 정화방법으로 biopile에 대한 기술 활성화를 위해 국내 오염토양에 대한 biopile의 현장 적용을 위해 pilot 규모의 biopile 처리시스템을 설계·설치하여 오염토양의 특성 및 운전조건에 따른 유류분해 특성을 파악하고 biopile의 현장적용시 생분해 속도 등 주요 영향인자에 대한 기초자료를 제공하고자 하였다.

2. 연구내용 및 방법

2.1. Pilot 규모의 biopile 시스템 제작 및 설치

Biopile을 이용한 유류오염토양의 처리효율을 조사하기

위해 가로 2.5 m × 세로 3.0 m × 높이 1.0 m 크기의 pilot 규모의 biopile 2기와 biopile dome, 송풍기, 토양가스 모니터링장치 등이 포함된 biopile시스템을 설계·제작하였다. Pilot 규모의 biopile 시스템 규격은 Fig. 1과 같다.

토양가스 및 온도 모니터링용 data logger는 5채널의 자료저장이 가능한 내장메모리 512 kb 이상으로 컴퓨터와 연동이 가능한 프로그램을 갖추고 있는 것으로 하였다. 온도 및 습도용 센서는 측정범위가 각각 -20~80°C와 5~98%로 연장케이블의 길이는 10 m를 기준으로 설치하였다. 한편, 산소센서의 측정범위는 0~100%로 하였다.

Pilot 규모의 biopile 시스템에 사용할 시험토양은 경유로 오염된 토양으로 석유계총탄화수소(TPH)농도가 토양오염 우려기준과 대책기준 이상이 되는 토양을 대상으로 2개 지역의 유류오염토양을 선정하였다. 각 시험토양에 대해 약 13 m³의 토양을 채취한 후 10 mm체로 체거름하여 균질하게 혼합한 후 이를 biopile에 사용하였다.

체거름한 토양의 piling은 수분함량을 약 12%, 영양염류는 C:N:P의 비율이 100:10:3이 되도록 하였으며, 이때 사용한 영양염은 인공급원으로는 DAP(diammonium phosphate), MAP(monoammonium phosphate), 질소공급원으로는 Urea를 사용하였다.

2.2. Biopile 처리효율 평가

Biopile은 총 100일간 운영되었으며, biopile의 처리효율을 평가하기 위해 0, 10, 30, 50, 70, 100일째에 주기적으로 토양시료를 채취하였다. 각 pile별 시료채취는 각 파일의 좌, 우측에서 깊이 10~30 cm, 30~60 cm 위치에서 채취하여 분석하였다.

또한 biopile내 토양가스의 모니터링을 위해 자동계측센서와 GA94 가스측정기를 이용하였다. 산소와 온도, 수분은 자동계측센서를 이용하였으며, 이산화탄소는 GA94 가스측정기를 이용하였다. 또한 유류분해율 평가를 위해 TPH, 토양미생물 분석을 실시하였다.

2.3. 토양시료의 분석

2.3.1. 토양오염도 분석

시험토양의 TPH분석은 토양오염공정시험기준(MOE, 2009)에 준하였다.

2.3.2. 토양의 이화학성 분석

토양의 이화학성 분석용 시료는 직사광선이 닿지 않는 장소에서 통풍이 잘 되는 곳에서 풍건시킨 다음 눈금간격이 2 mm 인 표준체에 통과한 시료를 균등하게 혼합하여 사용하였다. 시험토양의 이화학성 분석은 토양화학분석법(NIAST, 1998)에 준하였다. 토양의 pH는 토양 5g에 증류수를 1:5 비율로 혼합하여 유리전극법으로 측정하였으며, 총유기탄소(TOC)함량은 강열감량법으로 질소함량은 자동킬달분석장치(Kjeltec 2300 analyzer unit)로 측정하였다. 또한 유효인함량은 Bray No 1.법으로 각각 정량하였다. 토성은 피펫법으로 측정하여 미 농무성에서 제정한 방법으로 분류하였다.

2.3.3. 토양미생물 분석

토양 1g을 9 mL 멸균된 saline 용액(0.9% NaCl용액)에 첨가하여 vortex mixer로 균질화 시킨 후 10⁻⁷~10⁻⁸까지 단계적으로 희석하여 세균분석을 위한 시료로 사용하였다. 중속영양세균(Heterotrophic bacteria)의 검출은 plate count agar 배지를 사용하여 pour plate 방법으로 접종한 후 30°C에서 5일간 배양하여 형성된 집락을 계수하였다. 한편, 유류분해 미생물은 최적확수(Most probable number: MPN)계수법을 이용하여 분석하였다(Wrenn and Venosa, 1996). MPN배지로는 Bushnell-hass 배지를 사용하였고, 유일 탄소원으로는 경유(5%, w/v)를 이용하였다.

접종된 배지는 30°C에서 7일간 배양하고 0.3% INT(2-(p-iodophenyl)-3-(P-nitrophenyl)-5-phenyl tetrazolium chloride) 시약 50 µL를 첨가한 후 24시간 더 배양하여 자주색 또는 붉은색으로 발색되면 양성반응으로 간주하였다. 유류분해 세균수의 계산은 Tomas's simple formula(APHA, 1998)를 이용하였다.

3. 연구결과 및 고찰

3.1. 시험토양의 특성 분석

Biopile의 제작을 위해 유류오염 부지 두 곳(A, B지역)을 선정하여 채취한 오염토양의 TPH농도는 각각 약 10,000 mg/kg과 약 2,300 mg/kg으로 나타났다. 시험토양의 토성분석결과 A지역(Pile A)은 사양토이며, B지역(Pile B)은 양질사토로 나타났다. 각 시험토양의 이화학적 특성은 Table 1에서와 같다.

오염부지의 토양미생물 분석결과, A지역의 경우 총세균수는 3.63 × 10⁷ CFU/g-soil이었고, 유류분해 미생물수는 5.6 × 10⁴ MPN/g-soil로서 총세균수에 비해 유류분해 세균수가 낮게 나타나 토착미생물에 의한 유류분해가 활발히 진행되고 있지는 않은 것으로 판단되었다. 반면, B지역 토양시료의 경우는 총세균수가 6.6 × 10⁵ CFU/g-soil, 유류분해 미생물수는 1.9 × 10⁶ MPN/g-soil로 총세균수는 낮으나 유류분해 미생물수가 높게 나와 토양내에서 유류분해가 활발히 일어나고 있거나, 이미 유류분해가 일어난 후에 감소하고 있는 추세로 추정되었다.

Biopile공법 적용을 위한 오염토양의 특성은 유류의 생분해 속도에 영향을 주는 것으로 알려져 있다. 일반적으로 biopile에 의한 유류생분해 속도에 영향을 주는 주요 토양특성으로는 수분함량, pH, 영양염류(N, P)의 농도, 유해금속의 함량 등이 있다(Fahnestock et al., 1998). Fahnestock et al.(1998)에 따르면 biopile에 의한 유류의 생분해를 촉진하기 위한 적정 토양수분함량으로 10~20%, 토양 pH는 5~9 범위가 적정한 것으로 제안하고 있다. 또한 통기성을 유지하기 위해 점토의 함량이 낮아야 하며, 일정 수준이상의 유류분해 미생물이 존재하여야 biopile의 처리효율이 높아 질 수 있다고 보고하고 있어, 시험토양의 경우 biopile에 의한 정화가능성이 높은 특성을 가지고 있는 것으로 판단되었다.

3.2. Biopile 시스템 처리효율 평가

3.1. 운전인자 결정

Biopile에서 미생물에 의해 오염물질의 효율적 분해를

Table 1. Physico-chemical properties of selected oil contaminated soils

| Soil | pH | TOC (%) | T-N (%) | Avail. P ₂ O ₅ (mg/kg) | Particle density | Bulk density (g/cm ²) | Porosity (%) | Water holding capacity (%) | Texture | Particle size dis.(%) | | |
|------|-----|---------|---------|--|------------------|-----------------------------------|--------------|----------------------------|-----------------|-----------------------|------|------|
| | | | | | | | | | | Sand | Silt | Clay |
| A | 6.4 | 1.3 | 0.07 | 75.7 | 2.50 | 1.56 | 37.6 | 22.9 | Sandy loam (SL) | 71.4 | 8.9 | 19.8 |
| B | 7.8 | 0.8 | 0.03 | 63.9 | 2.61 | 1.47 | 43.7 | 19.7 | Loamy sand (LS) | 79.1 | 8.8 | 12.1 |

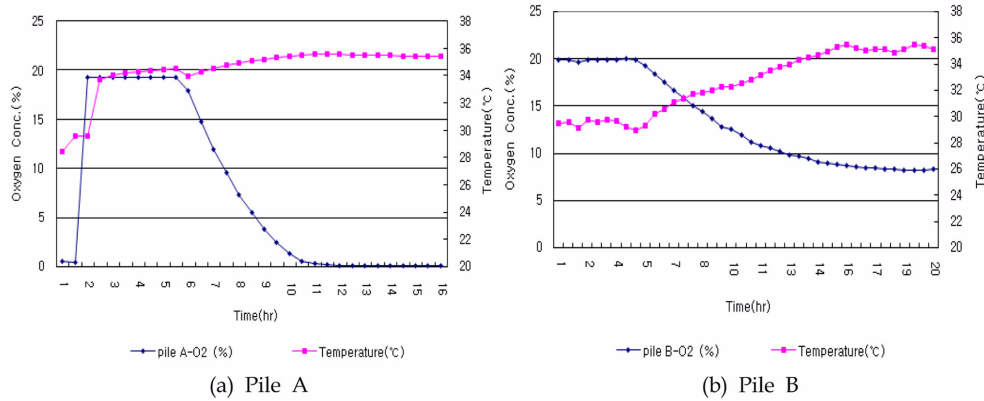


Fig. 2. Oxygen utilization rate of biopile at the early stage.

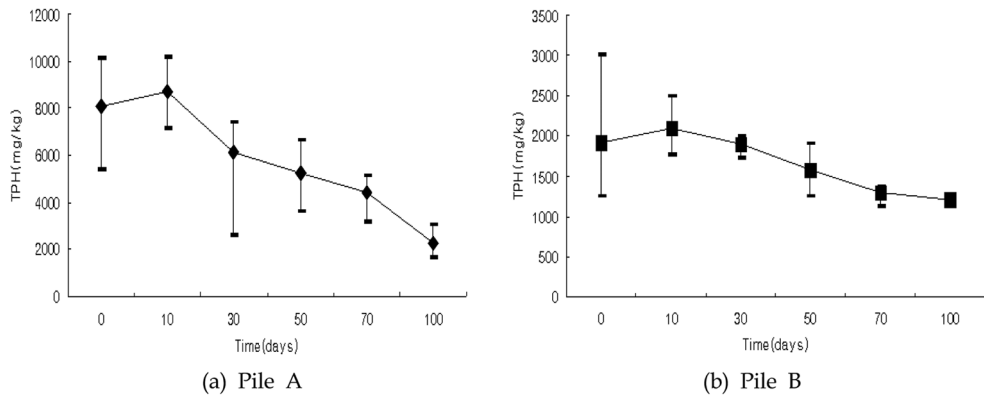


Fig. 3. Changes of TPH concentration in biopile.

지속시키기 위하여 적절한 공기가 통기되어야 하며, 미생물에 의한 호기성 대사과정에 필요한 요인들 중에서도 산소가 가장 중요하기 때문에 효율적인 통기는 biopile 공법에 필수 요소이다(Fahnestock et al., 1998). 따라서 biopile의 산소농도 측정은 통기시스템의 효율성 및 미생물활성을 확인하는데 사용하며, 토양가스내의 산소 농도가 15~20%로 측정된 것은 공기 유량이 충분하다는 것을 나타낸다. Biopile의 최적운전 조건을 설정하기 위한 공기의 공급주기와 시간은 Fig. 2에서와 같이 초기 산소소모율 측정 결과를 토대로 산소농도가 15~20% 수준이 유지되는 시간을 기준으로 설정하였으며, Pile A는 4시간 주기로, Pile B는 8시간 주기로 공기추출시간을 정하였다.

또한, biopile에 산소를 공급하기 위한 송풍기의 운전조건은 각각의 파일의 산소소모량을 감안하여 감압운전 조건의 압력 및 유량을 100 mmAq와 13 Nm³/h로 결정하였다.

3.2. 유류의 분해능 평가

3.2.1. 유류농도의 변화

토양중 TPH 농도별 경시변화를 Fig. 3에 나타내었다.

Fig. 3에서 보는 바와 같이 토양중 TPH 농도는 시간이 경과함에 따라 토양종류 및 농도에 관계없이 감소하는 것으로 나타났으며, 특히 Pile A의 경우 Pile B에 비하여 TPH 농도는 감소정도가 크게 나타났다.

Pile A에서는 초기 평균 8,094 mg/kg이던 TPH농도가 100일이 지난 후에는 2,289 mg/kg으로 감소하여 총 유류의 약 70%가 분해된 것으로 나타났다. 그러나 pile B에서는 초기 TPH 평균농도가 1,917 mg/kg이었으나 100일 후에는 TPH농도가 1,206 mg/kg으로 총 유류의 30% 정도만 감소된 것으로 나타나 pile A에 비해 유류의 분해감소정도가 낮은 것으로 나타났다. 이처럼 pile B가 pile A에 비해 처리효율이 낮은 것은 유류분해미생물의 활성이 pile A에 비해 크게 활성화 되지 못한 것이 가장 큰 원인으로 추정된다. Pilot 규모의 biopile을 이용하여 두 종류의 유류오염토양에 대한 100일간의 처리효율은 70~30% 수준인 것으로 나타났다. Jorgensen et al.(2000)에 따르면 5개월 동안 바이오파일을 운영한 결과 초기 평균 2,400 mg/kg이던 윤활유의 농도가 700 mg/kg으로 감소하여 총 유류의 약 70%가 분해되었으며, 경유오염토양의

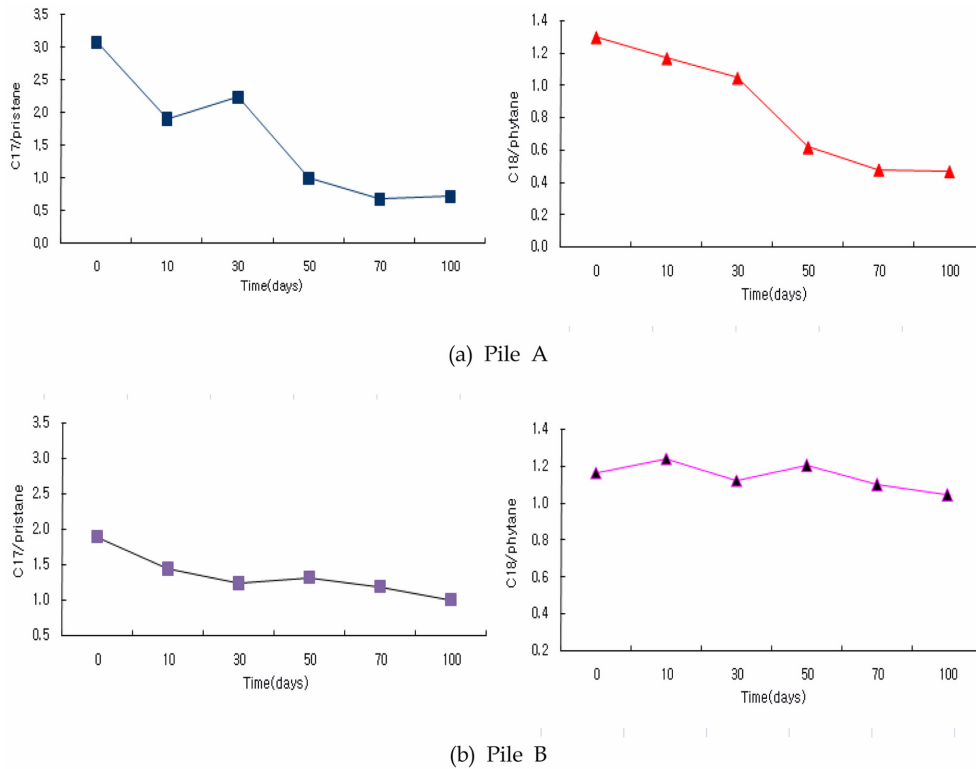


Fig. 4. Changes of C₁₇/Pristane and C₁₈/Phytane ratios.

경우도 초기 평균 700 mg/kg에서 200 mg/kg으로 71%가 감소하였다고 보고하였다. Filauro et al.(1998)과 Porta et al.(1998)는 현장규모의 유류오염토양 정화실험에서 유류분해율을 48%~60% 수준으로 보고한 바 있어 본 연구 결과와 유사한 것으로 나타났으나, Tamburini(1997)에 의한 실험실 규모의 실험에서는 약 80% 정도로 실험실 규모에서 처리효율이 높은 것으로 나타났다. 이러한 처리율의 차이는 실험실 조건에서는 처리율을 최대화하기 위한 최적화 조건설정에 기인하는 것으로 판단된다.

한편 TPH농도의 감소와 함께 생물학적 유류분해 지표 (biomarker)로 이용되고 있는 isoprenoid 계열인 pristane 과 phytane의 분해정도를 보면, Fig. 4에서와 같이 Pile B에 비해 Pile A에서 C₁₇/pristane 및 C₁₈/phytane ratio의 변화가 뚜렷하게 나타나 유류의 생분해가 효과적으로 진행되고 있음을 알 수 있었다. 다만 pile B의 경우 C₁₈/phytane ratio가 다소 낮게 나타난 것은 오염토양의 초기 특성결과에서와 같이 이미 유류분해가 일어난 후에 감소하고 있는 경향과 관련이 있을 것으로 추정되나 이에 대한 구체적인 파악을 위해서는 추가적인 검토가 필요할 것으로 판단된다.

3.2.2. 유류의 생분해율 평가

일반적으로 산소소모량에 근거한 생분해율의 산정은 호흡량 측정 시험을 통해 이루어지며, 계산식(Fahnestock et al., 1998)은 식 (1)과 같다.

$$K_B = \frac{-K_0AD_0C}{100} \tag{1}$$

여기서 K_B는 생분해속도(mg/kg-day)를 나타내며, K₀는 산소이용율(%/day)을 A는 단위 토양무게당 공기의 부피(L/kg)를 나타낸다. 그리고 D₀는 산소의 밀도(mg/L)를 C는 탄화수소가 무기화되는데 필요한 산소의 무게비(1/3.5)를 나타낸다. 이러한 산소소모량에 따른 생분해율의 평가는 토양을 자주 채취하기 어려운 biopile의 특성상 처리효율 평가를 위한 유용한 도구로 사용될 수 있으며, biopile내 산소공급 및 산소소모량은 미생물의 활성을 나타내는 지표가 되기도 한다.

Fig. 5는 Pile A와 B의 시간에 따른 생분해율의 변화를 나타낸 것이다. Fig. 5에서와 같이 각 pile에서 생분해율은 시간이 경과함에 따라 점차 감소하는 것으로 나타났으며, pile A가 pile B에 비해 생분해속도가 높은 것으로 나타났다. Jorgensen et al.(2000)에 따르면 대부분의 유사

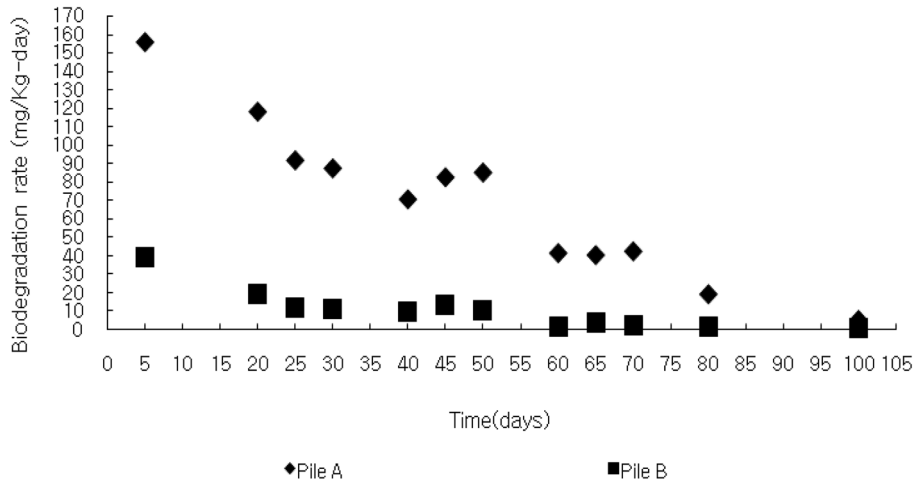


Fig. 5. Changes of biodegradation rate in biopile.

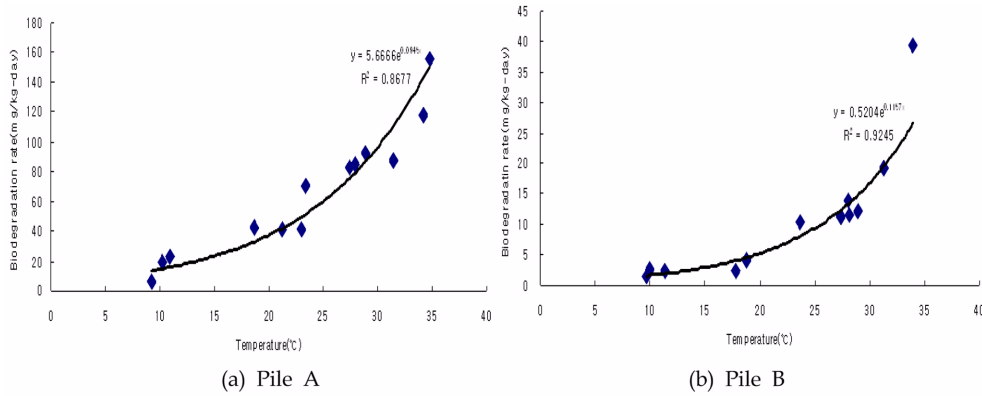


Fig. 6. Biodegradation rate versus temperature in biopile.

한 연구에서 초기의 유류농도에 관계없이 생분해는 1차분해식(first-order degradation)을 따른다고 보고한바 있다.

본 연구에서 고농도인 Pile A의 TPH 생분해속도는 평균 66.8 mg/kg-day이었으며, 저농도인 Pile B의 TPH 생분해속도는 평균 10.9 mg/kg-day로 나타났다.

한편, 유류의 생분해속도는 유류의 종류, 유류 구성성분, 미생물 활성도 및 온도 등 다양한 요인에 따라 영향을 받게 된다. 그러나 유류의 분해양상은 유류의 종류나 초기 농도에 관계없이 1차분해식이라는 동일한 형태를 따르는 것으로 보고된 바 있다(Song et al., 1990). 또한 유류의 잔류량은 휘발유 > 제트유 > 난방유 > 경유 > 병커유와 같이 증류로 갈수록 높게 나타나는 것으로 알려져 있다(Song et al., 1990).

한편, biopile 운영은 총 100일간 이었으며, 이 기간중 온도변화는 32.4~9.1°C로 우리나라와 같이 기후 변화가 뚜렷한 조건에서 biopile과 같이 실외에서 정화가 이루어

질 때 처리 속도는 온도에 크게 영향을 받게 된다. 이러한 온도의 영향을 파악하기 위하여 온도의 증가에 따른 생분해속도와의 관계를 조사하였다. Fig. 6에 온도와 생분해의 관계를 나타내었다. Fig. 6에서 보는바와 같이 온도의 증가에 따라 생분해속도는 급격히 증가함을 알 수 있었으며, 이들 관계는 지수식으로 표현하였다. Filler et al.(2001)는 추운지방에서 성공적인 biopile 적용을 위한 미생물 활성 유지조건으로 온도와 기질의 가용성을 보고한 바 있다. 또한 Sanscartier et al.(2009)도 실험실 조건이었지만, 추운지방에서 채취한 오염토양의 온도를 증가 시킴으로써 미생물의 생분해 속도가 증가되었음을 보고한 바 있다. 이와 같은 온도에 따른 반응속도의 변화는 생물학적 반응특성을 보여주는 것이라 할 수 있다. 이러한 결과는 초기오염농도를 고려하여 현장 적용시 처리기간을 결정하는데 참고할 수 있을 것이다.

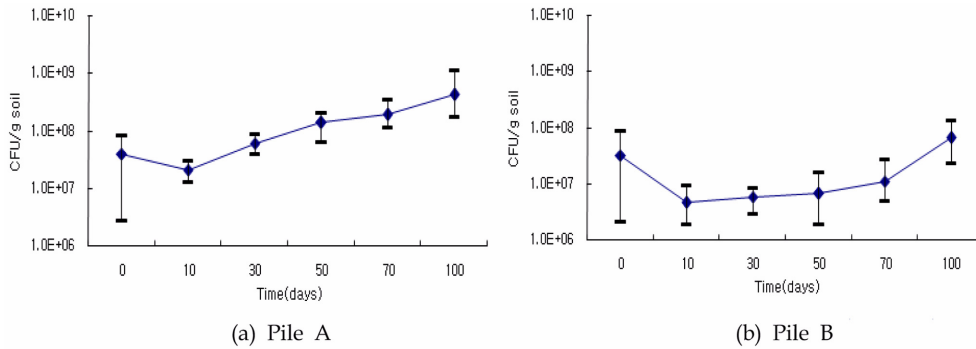


Fig. 7. Changes of total heterotrophic bacteria in biopile.

Table 2. Changes of petroleum degrading bacteria in biopile (Unit : MPN/g-soil)

| Incubation day | | 0 | 10 | 30 | 50 | 70 | 100 |
|----------------|------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Biopile A | Mean | 5.6E+04 | 6.9E+03 | 1.3E+05 | 3.9E+07 | 1.7E+07 | 2.1E+07 |
| | Max | 1.9E+05 | 8.6E+03 | 1.9E+05 | 7.7E+07 | 3.5E+07 | 2.9E+07 |
| | Min | 3.1E+03 | 1.7E+03 | 8.6E+04 | 1.3E+07 | 8.6E+05 | 1.6E+07 |
| Biopile B | Mean | 2.9E+05 | 6.2E+02 | N.A* | 1.4E+03 | 3.6E+04 | 4.4E+03 |
| | Max | 8.6E+05 | 6.2E+02 | N.A | 1.6E+03 | 1.3E+05 | 8.6E+03 |
| | Min | 9.0E+01 | 6.2E+02 | N.A | 1.3E+03 | 2.3E+03 | 2.3E+03 |

*N.A : Not available

3.3. 토양 미생물 분석

Fig. 7은 biopile 운전기간 동안 변화된 총세균수를 나타낸 것이다. 이때 총세균수는 biopile 운전을 시작한 시기에 조사한 것으로 오염부지 특성조사를 위한 토양분석 결과와는 다소 차이가 있는 것으로 나타났다. Fig. 7에서와 같이 총세균수는 Pile A의 경우 초기 3.8×10^7 CFU/g-soil에서 시간이 경과하면서 50일 후에는 1.4×10^8 CFU/g-soil까지 증가한 후 100일 후에도 4.1×10^8 CFU/g-soil으로 큰 변화가 없이 그 수가 유지되었으나, Pile B의 경우에는 초기와 100일 경과 후 모두 총 세균수가 $3.2 \times 10^7 \sim 6.4 \times 10^7$ CFU/g-soil 수준으로 큰 차이가 없는 것으로 나타났다.

한편, 유류 분해미생물의 경우도 총 세균수와 Pile간에 비슷한 경향을 나타내었다. Table 2에 각 pile에서 유류분해미생물의 시기별 변화를 나타내었다. 이때 유류분해 미생물수도 총세균수에서와 같이 biopile 운전을 시작한 시기에 조사한 것으로 오염부지 특성조사를 위한 토양분석 결과와는 다소 차이가 있는 것으로 나타났다. Table 2에서와 같이 Pile A에서는 유류분해미생물이 초기 평균 5.6×10^4 MPN/g-soil에서 50일 후에 3.9×10^7 MPN/g-soil로 크게 증가한 후 100일 후에도 큰 변화 없이 그 수가 유지되었으나 pile B에서는 초기 평균 2.9×10^5 MPN/g-

soil에서 50일 후에 1.4×10^3 MPN/g-soil로 다소 감소하였으며, 이러한 경향은 100일 후에도 4.4×10^3 MPN/g-soil로 큰 변화 없이 그 수가 유지되어 유류분해미생물의 활성이 다소 감소된 것으로 나타났다. pile B의 경우 실험 초기에는 총세균수는 낮고 유류분해 미생물수가 다소 높은 경향에서 실험 종료시에는 유류분해미생물의 활성이 낮아진 것으로 보아 이미 유류분해가 일어난 후에 감소하고 있는 추세가 반영된 것으로 추정되었다. 이처럼 biopile 적용시 총세균수 및 유류분해미생물수에 대한 경향을 파악하는 것은 유류오염토양의 생물학적 정화가능성, 생분해 속도 및 저감규모 등을 추정하기 위한 유용한 자료로 사용될 수 있을 것으로 판단된다.

3.4. 토양 pH 및 영양염류의 변화

운전기간 중 토양 pH는 중성 및 약 알칼리성을 유지한 것으로 나타났으며, 이는 Margesin et al.(2000)에 의한 실험결과와 유사한 것으로 나타났다.

토양미생물 활성을 촉진하기 위해 첨가한 질소와 인성분의 변화를 조사한 결과, 질소성분의 농도는 Pile A, B 모두 biopile 운전시기와 관계없이 0.14~0.17%로 큰 변화는 없는 것으로 나타났으나, 인성분의 경우 Pile A는 운전 초기 600 ppm이었으나 100일 후에는 149 ppm으로

나타났고, Pile B의 경우도 biopile 운전 초기 1,460 ppm 이던 유효인 농도가 100일 후에는 458 ppm으로 감소한 것으로 나타났다. Fahnestock et al.(1998)에 따르면 biopile에서 오염물질이 생물학적 활동에 의해 저감된다고 하더라도 무기 영양염류는 생태계에서 재순환되며, 초기 무기영양분의 투여 후에 더 이상의 영양분 공급은 불필요한 것으로 보고한 바 있어 질소성분의 경우 이러한 경향을 반영한 것으로 판단된다. 그러나 인성분의 감소경향은 미생물에 의한 이용뿐만이 아니라 토양 중 흡착 및 비가용성 형태로의 변화 등에 의한 대한 추가적인 검토가 필요할 것으로 판단된다.

4. 결 론

Biopile 시스템을 이용하여 유류오염토양의 처리효율을 평가하기 위해 pilot 규모의 biopile을 설계 및 제작하여 100일간 운전하여 유류분해능 및 처리효율을 평가한 결과 토양 중 TPH 농도는 시간이 경과함에 따라 토양의 종류 및 농도에 관계없이 감소하는 경향으로 나타났으며, 처리효율은 70~30% 수준이었다. 한편 토양중 총세균수는 Pile A의 경우 초기 3.8×10^7 CFU/g-soil에서 100일 후에는 약 4.1×10^8 CFU/g-soil 수준까지 증가되었으나, Pile B의 경우에는 초기와 100일 경과후 모두 총세균수가 3.2×10^7 ~ 6.4×10^7 CFU/g-soil 수준으로 큰 차이가 없는 것으로 나타났다. 유류 분해미생물의 경우도 총세균수의 변화와 비슷한 경향을 나타내었다. biopile의 평균 생분해속도는 Pile A에서 66.8 mg/kg-day, Pile B에서 10.9 mg/kg-day로 측정되었으며, 온도에 크게 영향을 받는 것으로 판단되었다. 또한 생물학적 정화공법의 성공적인 현장적용을 위해서는 미생물의 생분해 속도에 영향을 주는 온도, 기질의 농도, 가용성 및 수분 등 다양한 인자들에 대한 영향이 추가적으로 검토되어야 할 것으로 사료된다.

참 고 문 헌

APHA, AWWA and WEF, 1998, Standard method for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington, D.C.

Fahnestock, F.M., Wickramanayake, G.B., Kratzke, R.J., and Major, W.R., 1998, Biopile Design, Operation, and Maintenance Handbook for Treating hydrocarbon Contaminated Soils, Battelle Press.

Filauro, G., Andreotti, G., Arlotti, D., and Reisinger, H.J., 1998, Blow out of Trecate 24 crude oil well: how bioremediation tech-

niques are solving a major environmental emergency in a valuable agricultural area. In Contaminated Soil 98, Thomas Telford, London, p. 403-412.

Filler, D.M., Lindstrom, J.E., Braddock, J.F., Johnson, R.A., and Nickalaski, R., 2001, Integral biopile components for successful bioremediation in the Arctic, *Cold Regions Sci. Technol.*, **32**, 143-156.

Grishchenkov, V.G., Townsend, R.T., McDonald, T.J., Autenrieth, R.L., Bonner, J.S., and Boronin, A.M., 2000, Degradation of petroleum hydrocarbons by facultative anaerobic bacteria under aerobic and anaerobic conditions, *Proc. Biochem.*, **35**, 889-896.

Hayes, K.W., Meyers, J.D., and Huddleston, R.Y., 1995, Biopile Treatability, Bioavailability, and Toxicity Evaluation of a Hydrocarbon-Impacted Soil. In: Hinchee, R.E., Kittel, J.A., Reisinger, H.J., Applied Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons, Columbus, OH: Battelle Press, 249-256.

Jorgensen, K.S., Puustinen, J., and Suortti, A.-M., 2000, Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles, *Environ. Pollut.*, **107**, 245-254.

Kodres, C.A., 1999, Coupled water and air flows through a bioremediation soil pile, *Environ. Modelling Soft.*, **14**, 37-47.

Lepo, J.E. and Cripe, C.R., 1999, Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from crude oil in sandy-beach microcosms. In: Bell, C.R., Brylinsky, M., Johnson-Green, P., Proceedings of the 8th International Symposium on Microbial Ecology., Atlantic Canada Society for Microbial Ecology, Halifax, Canada.

Li, L., Cunningham, C.J., Valerie Pas, Philip J.C., Barry, D.A., and Anderson, P., 2004, Field trial of a new aeration system for enhancing biodegradation in a biopile, *Waste Manage.*, **24**, 127-137.

Margesin, R., Zimmerbauer, A., and Schinner F., 2000, Monitoring of bioremediation by soil biological activities, *Chemosphere*, **40**, 339-346.

MOE, 2009, Soil Official Method in Korea.

NIAST, 1988, Soil Chemistry Analytical Method.

Porta, A., Trovato, A., McCarthy, K., Uhler, A., and Andreotti, G., 1997, Degradation of saturated and polycyclic aromatic hydrocarbons and formation of their metabolites in bioremediated crude oil-containing soils. In: Alleman, B.C., Leeson, A. (Eds.), In Situ and On-site Bioremediation: Vol. 1. Battelle Press, Columbus, OH, p. 505-510.

Sanscartier D., Zeeb B., Koch I., and Reimer K., 2009, Bioremediation of diesel-contaminated soil by heated and humidified biopile system in cold climates, *Cold Regions Sci. Technol.* **55**, 167-173.

Song, H.-G., Wang, X., and Bartha, R., 1990, Bioremediation potential of terrestrial fuel spills, *Appl. Environ. Microbiol.* **56**, 652-656.

Tamburini, D., 1997, Evaluation of optimum hydrocarbon degra-

dition conditions: a biotreatability study. In: Alleman, B.C., Leeson, A. (Eds.), *In situ and On-site Bioremediation*, 1. Battelle Press, Columbus, USA, p. 467-472.

Wrenn, B.A. and Venosa, A.D., 1996, selective enumeration of aromatic and aliphatic degrading bacteria by a most-probable-

number procedure, *Can. J. Microbiol.*, **42**, 252-258.

Yeom, I.T., Heo, S.C., Lee, S.H., and Ahn, K.H., (1999), Treatment of Diesel-Contaminated Soil Using a Biopile, *KSCE J. Civil Eng.*, **19**(4), 523-531.