

Research Paper

토양세척 및 토양경작 정화 토양의 건강성 평가

이용민* · 성기준**

낙동강 유역환경청*, 부경대학교 생태공학과**

Soil Health Assessment of Soil Washing and Landfarming Treated Soils

Yong min Yi* · Kijune Sung**

Nakdong River Basin Environmental Office*

Department of Ecological Engineering, Pukyong National University**

요약: 오염 토양의 생태적 기능을 회복하고 토양이 제공하는 생태적 서비스를 최대화하기 위해서는 오염 물질에 의한 독성이나 위해성 외에도 토양생태계의 기능적인 측면인 생물서식처, 영양분 순환, 완충작용 등과 같은 토양의 건강성을 고려하여야 한다. 본 연구에서는 정화토양의 건강성을 정량적으로 평가하는 방법을 제시하고 세척처리 및 토양경작처리 토양에 적용하여 제안한 평가방법의 적용 가능성을 살펴보았다. 토양의 생산성, 서식처, 수분보유능, 물질순환능, 완충능, 탄소보유능 등으로 토양 건강성 평가항목을 선정하고, 평가지표로 식물 성장, 지렁이 성장, 수분보유능, 미생물활성도, 양이온교환용량, 유기물함량 등을 활용하였다. 본 연구결과 오염물질 정화 후에도 토양 건강성이 온전히 회복되지 않는 것으로 나타났는데, 오히려 세척 토양의 경우와 같이 정화 전보다 건강성이 떨어지는 경우도 발생하였다. 반면에 유류 오염으로 인한 토양질의 변화는 크게 없는 반면, 토양건강성은 나빠지는 것으로 나타났으며, 경작처리 후 다소 개선된 토양질과는 달리, 토양 건강성은 여전히 회복하지 못한 것으로 나타났다. 따라서 본 연구 결과 오염과 정화과정 중에 토양의 정화 효과를 평가할 경우에는 토양질과 토양건강성을 함께 고려하는 것이 바람직함을 보여 주었다. 정화 토양의 지속 가능한 이용 및 생태계 서비스 증진을 위해 본 연구에서 제시된 정화 토양의 건강성 평가 방법이 유용하게 활용될 수 있을 것으로 기대된다.

주요어: 토양생태계서비스, 재이용, 토양기능, 토양세척, 토양경작

Abstract: To restore the ecological function of contaminated soil and maximize the ecological services provided by the soil, besides the toxicity or risk caused by pollutants, the functional aspects of the soil ecosystem should be considered. In this study, a method for evaluating the health of cleaned soil was presented, and the applicability of the proposed evaluation method was examined by applying it to soil treated with washing and landfarming. Productivity, habitat, water retention capacity, nutrient cycling, carbon retention capacity, and buffering capacity were used as soil health evaluation indicators. The results showed that the soil health was not completely recovered after

remediation, and even in the case of the washed soil, the health was lower than before remediation. On the other hand, there was no significant change in soil quality due to oil pollution, but soil health deteriorated. Unlike the slightly improved soil quality after landfarming treatment, soil health was not completely restored. Therefore, the results of this study indicate that it is desirable to consider both soil quality and health when evaluating the remediation effect. The soil health evaluation method proposed in this study can be usefully utilized for the sustainable use of cleaned soil and to promote ecosystem services.

Keywords : Soil ecosystem service, Reuse, Soil function, Soil washing, Landfarming

I. 서론

토양의 건강성은 지구 생태계의 건강성을 뒷받침하는 중요한 요소로서 건강한 토양 생태계는 영양물질의 순환, 에너지 흐름, 교란 또는 스트레스에 대한 저항성 등에 따라 결정되어진다(O'Neill et al. 1986). 토양의 저항성이란 스트레스에 대한 내성과 완충능 등과 관련하여 정의되며, 생태계의 안정성은 이러한 토양의 저항성과 더불어 토양 생태계의 생물다양성 등과 연관이 있다(Szabolcs 1994). 따라서 건강한 토양은 안정하고 스트레스에 대한 저항성을 가지며 높은 생물다양성 그리고 물질 순환이 적절하게 이루어지는 토양이라고 할 수 있다(Elliott and Lynch 1994). 토양질을 “특정한 용도로 이용하기에 적합한 정도”라고 정의된다면, 토양 건강성은 인간의 이용적 인 측면보다는 자연생태계에서 토양이 얼마나 온전하게 생태계 서비스를 제공하고 있는지의 관점에서, 생물서식처, 영양분 순환, 완충작용, 기후조절 등의 기능과 서비스를 제공하며 올바르게 작동하기 위한 토양의 능력이라고 정의될 수 있다(Chae et al. 2015).

생태계의 중요한 구성요소인 토양의 생태적 기능을 회복하고 토양이 제공하는 생태적 서비스를 높이기 위해서는 오염물질에 의한 독성이나 위해성 외에도 토양생태계의 기능적인 측면인 생물서식처, 영양분 순환, 완충작용 등과 같은 토양의 생태적 건강성 또한 고려하여야 한다. 오염된 토양의 처리 목적이 오염물질 감소에만 있다면, 정화 후 토양에 있는 오염물질의 농도는 저감 될 수 있겠지만, 토양의 생태적 건강성이 저하된 생태적으로 낮은 등급의 토양만을 양산하는 결과를 초래할 수도 있다. 생태적 건강성이

고려되거나 평가되지 않은 정화토양은 향후 토양의 재이용에 어려움이 있을 수 있다. 토양의 건강성을 고려한 정화 방법의 선정, 정화 토양의 재이용이나 재활용이 가능하기 위해서는 적절한 평가 방법이 먼저 개발되어야 한다. 특히 오염 토양이나 정화 토양에 대한 인식으로 인해서 토양의 재이용을 꺼려 할 수 있으므로 이러한 토양의 건강성을 평가하여 토양의 재활용이나 재이용을 원활하게 하며 필요시 이를 고려한 개량을 통해 생태적으로 건강한 토양으로 활용도를 높이도록 할 수 있다. 또한 비슷한 정화 효과를 갖는 기술이 있다면 토양의 특성 변화와 기능 감소가 적은 기술, 더 나아가 토양의 기능까지 개선할 수 있는 기술들이 선호될 수 있다. 현재 토양 건강성평가와 관련된 연구로는 작물과 토양의 종류에 따른 토양건강성의 정량적 평가라는 연구가 보고된 바 있지만, 이전 토양질 평가와 큰 차이를 보이지 않는다(Bi et al. 2013). 나트륨성 토양을 개량한 토양을 대상으로 미생물을 이용하여 토양건강성을 평가한 바 있으며, 자동차 유류 오염의 토양건강성을 평가하면서 생태위해성평가의 개념으로 접근하여 지렁이 및 미생물효소활성도를 이용한 독성실험을 통해서 유류 오염의 토양 건강성에 미치는 영향을 평가한 바 있다(Dose et al. 2015; Ramadass et al. 2015). 하지만 토양생물의 유지와 영양물질의 순환 및 토양 비옥도를 조절하는 기능 등을 반영한 생물적인 특성에 초점이 맞춰져 있어, 종합적인 토양건강성을 평가하기에는 무리가 따른다(Karlen et al. 1997; Anderson 2003). 이에 본 연구에서는 오염물질을 제거한 정화토양의 건강성을 정량적으로 평가하기 위하여 건강성을 평가할 수 있는 지표를 선정하고 이를 활용하여 건강성을 평가하는 방

법을 제안하고 실제 정화토양에 적용하여 그 적용 가능성을 살펴보고자 하였다.

II. 연구방법

1. 토양 건강성 평가를 위한 지표 선정

토양 생태계는 복합적인 시스템으로, 식물 성장 및 토양 생물 서식에 직접적으로 관여하고, 수분과 다양한 물질의 변환과 이동을 조절하며, 완충 혹은 조절 기능 등을 수행한다. 토양 생태계가 제공하는 이러한 생태계 서비스 관점에서 토양 건강성을 평가하기 위해, 토양생태계의 생물서식처, 영양분 순환, 완충작용 등의 기능이 올바르게 작동하는지를 판단할 수 있는 지표로써 평가할 수 있다(Chae et al, 2015). 본 연구에서는 토양건강성과 연관된 여러 지표 중 비교적 쉽게 측정할 수 있는 항목들을 선정하여 서식처기능, 물질순환능, 완충능, 생산성, 수분보유능, 탄소보유능 등 6개 지표를 정량화하여 건강성을 평가 하고자 하였다.

1) 토양의 서식처기능

생태계의 기술자로 일컫는 지렁이는 토양 건강성에 있어 중요한 지표로서(Stroud 2019), 건강한 토양에 주로 서식하며, 반대로 지렁이의 부재는 불량한 토양의 지표가 된다(Doube and Schmidt 1997; Edwards and Shipitalo 1998; Parmelee et al, 1998). 토양에 서식하는 대형 동물인 지렁이는 특히 토양과 직접적으로 맞대어 생활하고 먹이그물에서의 중요성 때문에 오염 토양의 지표로서 널리 이용되어 왔다(Grieg-Smith et al, 1992). 토양으로 파고드는 활동으로 토양에 공기를 공급하고 물의 침투능을 증가시키며, 식물 또는 미생물 활동을 위한 질소 이용도를 높임으로써 토양의 건강성과 관련이 있다. 특히 배설과 지렁이 사체를 통해 현저한 양의 질소를 공급하게 된다(Parmelee and Crossely 1988; Whalen et al, 2000). 토양 내의 이동을 통해 유기물질을 섞어줌으로써 간접적으로 탄소와 질소의 순환에 영향을 미치며 토양의 입단화에도 영향을 준다. 이러한 활동은 미생물이 유기물과 접촉하는 기회를 증가시켜 분해와 무기물화와 같은 미생물의 프로세스를 촉진하는 역할을 한다

(Lavelle 1997; Bossuyt et al, 2006). 본 연구에서는 지렁이의 성장 여부를 활용하여 토양의 서식처 기능을 평가하고자 하였다. 이를 위하여 붉은줄지렁이(*Eisenia andrei*)를 선택하여 평가 토양 도입 후 생체량 변화를 측정하였다(Yi et al, 2016). *E. andrei*의 성장변화는 풍건된 토양 450g을 뚜껑이 있는 플라 스틱병에 담고 붉은줄지렁이를 5마리씩 각각의 플라 스틱병에 담은 후 빛을 차단한 23℃의 항온배양기(Dasol scientific, Korea)에서 배양하였다. 추가적인 먹이의 공급은 하지 않았으며 배양 후 28 일 간의 중량변화를 초기중량에 대한 변화율로 나타내었다(Shakir and Weaver 2002; Robidoux et al, 2009; Wang et al, 2009).

2) 물질 순환능

토양에서 일어나는 물질 순환에 미생물은 중요한 역할을 담당한다. 토양 생태계에서 주요 분해자로서 유기물질의 분해, 독성화합물의 분해, 무기물의 변환, 질소고정 등과 같은 중요한 역할을 담당한다. 특히, 일부 근권세균은 식물 질병 억제, 영양분 흡수 개선, 식물 호르몬 분비 자극 등의 여러 가지 방법을 통해 식물 성장을 촉진시킨다. 또한 미생물의 경우 사멸하면 쉽게 이용할 수 있는 유기물이라는 관점에서 비료 학적으로도 가치가 높다(Suh et al, 2000). 따라서 미생물을 이용하여 토양에서의 물질 순환능 및 토양 건강성을 간접적으로 평가할 수 있다(Alkorta et al, 2003). 미생물을 평가하는 방법에는 염색법에 의한 종속영양세균을 측정하는 방법과 효소활성도를 측정하는 방법 등이 있다(Paul and Clark 1989). 주변 환경 여건에 따라 토양 미생물의 상대적 활력도가 달라지므로 특정 효소활성을 측정함으로써 토양미생물의 상대적 활성을 측정하고 이를 기준으로 토양생태계의 물질순환 정도를 평가할 수 있다(Schinner et al, 1996; Speir et al, 1999). 토양효소활성도 중 dehydrogenase는 토양내 바이오매스 탄소, 미생물 기초호흡과 비례하는 것으로 알려져 있고(Garcia et al, 1997), phosphatase는 토양 내 유기인산을 분해하여 가용화(mineralization)함으로써 미생물들이 이용할 수 있도록 해주고(Garcia-Gil et al, 2000),

β -glucosidase는 유기물내의 다당류를 분해하여 포도당으로 전환시켜 미생물들에 공급한다(Eivazi and Tabatabai 1988). 본 연구에서는 dehydrogenase, phosphatase, arylsulfatase, B-glucosidase 등 4 가지 미생물활성도를 측정하여 물질 순환능을 평가하고자 하였다.

3) 생산성

식물의 생장은 토양의 비옥도나 물리적 특성 같은 토양의 특성에 영향을 받게 된다. 따라서 건강한 토양에서는 1차 생산자의 생산성이 높다. 오염토양의 경우에는 오염물질 때문에, 또한 정화 처리 후에는 정화과정 중에 발생할 수 있는 토양의 특성 변화로 인하여 식물의 생장이 저해 받을 수도 있기 때문에 식물의 생산성은 토양의 건강성을 평가할 수 있는 중요한 지표로 사용될 수 있다(Dawson et al, 2007; Kim and Sung 2011). 풍건된 토양을 플라스틱 포트에 담고 적겨자(*Brassica juncea*)와 적무(*Raphanus sativus*) 씨앗 20개를 파종하여 온도 23℃, 습도 80%의 조건으로 식물배양기(Hanbaek scientific Technology, Korea)에서 수행하였다. 생산량은 발아 후 14 일 후 성장한 적겨자와 적무의 생체량을 측정하여 평균값으로 나타내었다.

4) 토양 완충능

토양으로 유해 물질이 유입되었을 때 유입된 물질의 영향을 완화시킬 수 있는 토양의 완충능은, 외부로부터 유입되는 부정적인 영향에서 토양생태계를 안정되게 유지하는 중요한 특성이다. 따라서 완충능력이 큰 토양이 더 건강한 토양이라 할 수 있다. 완충능은 유입되는 물질에 따라 다양하게 정의될 수 있지만 본 연구에서는 pH 변화나 중금속 흡착과 관련된 토양의 양이온 교환용량(Cation Exchange Capacity)을 토양완충능을 평가하는 지표로 선정하여 토양건강성 평가에 활용하고자 하였다. 토양 CEC는 1M ammonium acetate를 이용한 침출법을 사용하여 측정하였다(NAAS 1988).

5) 탄소보유능

토양은 해양, 대기, 지층 및 생물체와 더불어 지구

상의 존재하는 탄소를 보유하고 있는 중요한 저장소이며, 유기 혹은 무기탄소의 형태로 존재한다(Lal 2004). 특히 유기물의 형태로 존재하는 유기탄소의 경우 단순히 대기 중 이산화탄소를 토양에 고정하여 기후변화를 완화시키는 역할을 하는 것 뿐만아니라, 미생물을 포함한 다양한 토양 생태계의 먹이원으로 이용되며 토양생태계의 건강성을 유지하는 중요한 역할을 담당한다. 토양 내 탄소의 거동은 기후와 같은 외부 요인 외에도 토지 이용 방법과 같은 인간의 활동에 영향을 받는다(Lal et al. 2015). 특히 토양 오염물질의 종류에 따라 혹은 이를 정화하는 처리 방법에 따라서도 토양에 존재하는 탄소의 보유량에 영향을 주게 되는데, 이러한 토양 탄소 보유량의 변화 또한 토양 건강성에 영향을 주게 된다. 본 연구에서는 토양의 탄소 보유량 변화를 오염 및 정화과정에 따른 토양 건강성 평가에 활용하고자 하였다. 토양유기물의 약 58%가 토양 유기탄소로 구성되어 있다고 알려져 있다(Chatterjee et al, 2009). 본 연구에서는 토양유기물을 550℃ 강열감량법으로 측정하여 탄소보유능 평가지표로 활용하였다.

6) 수분 보유능

토양은 강우로 토양에 유입된 물을 지하수로 공급하는 통로이자 이를 토양에 보유하며 토양 생물의 서식과 토양에서 일어나는 여러 가지 반응에 관여하며 토양생태계를 유지하고 있다. 토양의 수분보유능은 토양 공극의 크기와 입자의 분포 및 토양의 수분 흡착력에 영향을 받는다. 토양의 수분 보유능이 너무 낮거나 높게 되면 토양 생물의 서식에 부정적인 영향을 미치게 된다. 본 연구에서는 이러한 수분 보유능을 토양의 건강성을 나타내는 물리적 지표로 선정하여 토양 건강성 평가에 활용하고자 하였다. 토양 수분 보유능의 측정을 위하여 밀바닥에 작은 구멍이 여러 개 있는 PP재질의 용기에 filter paper (Advance, 5B, 110mm)를 바닥에 깔고 5g의 토양을 담았다. 토양이 완전히 잠기도록 50mL의 증류수를 넣고, 3시간 동안 바닥이 평평한 곳에서 보관하고 무게를 측정하였다. 이후 105℃ 오븐에서 하루 동안 수분을 완전히 제거한 뒤에 무게를 측정하고 무게차로 인한 토양 시료의

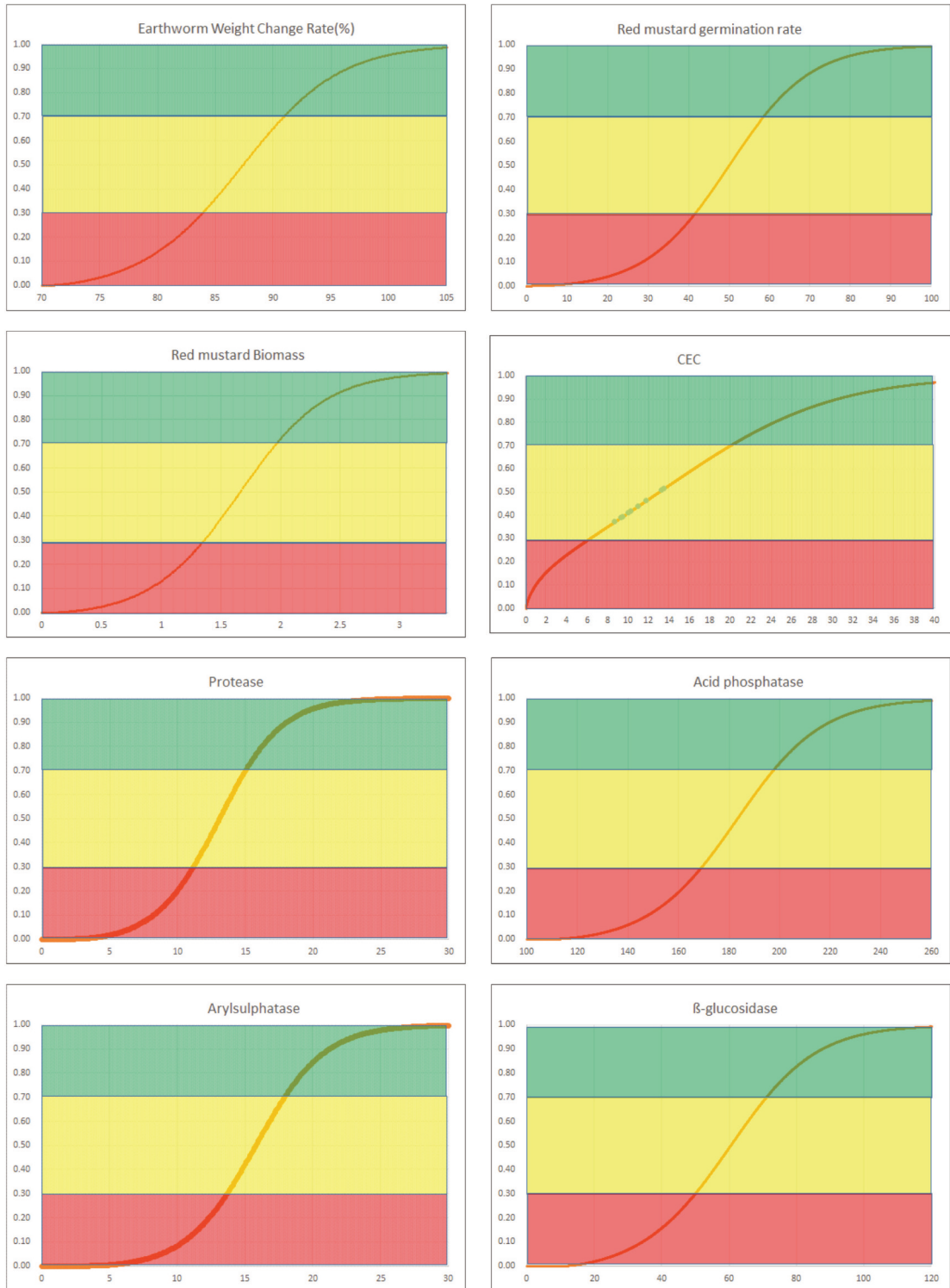


Figure 1. Standardization curve of soil health indicators used in the study.

수분 보유능을 측정하였다(OECD 2008)

2. 선정된 주요 토양 건강성 지표의 등급화

지표에 대한 점수화 방안으로 점수가 높을수록 좋은 변수, 낮을수록 좋은 변수, 적정범위에서 좋은 변수로 구분할 수 있다. 토양건강성의 경우는 점수가 높을수록 좋은 변수에 적용하였다. 점수화는 다음 식 (1)을 이용하여 정규분포화된 등급값을 산출하였다(Wymore 1993; Glover et al, 2000; Lima et al, 2013).

$$NS = \frac{1}{[1 + ((B - L) / (x - L))^{2x(B+x-2L)}]} \quad (1)$$

여기서, NS 는 표준화 점수, B 는 건강성지표의 기본값(Baseline value) - 점수가 0.5인 지점, L 는 건강성지표의 최저한계값(Lower threshold), x 는 토양의 건강성지표 값(Soil variables), S 는 토양 기본값에서의 곡선 기울기(Slope)이다. Figure 1은 식 (1)을 통하여 구한 각 지표의 표준화 곡선을 나타낸다. 본 연구에서는 오염 혹은 정화 토양 지표의 측정값을 이용하여 표준화한 값의 총토양건강성지수(SHIT)과 평균 토양건강성지수(SHIA)을 다음의 식 (2)와 (3)를 이용하여 구한 후, 두 평가지수를 모두 이용하여 토양건강성을 종합적으로 평가하고자 하였다.

$$SHIT = \sum_{i=1}^n NS_i \quad (2)$$

$$SHIA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n NS_i \quad (3)$$

3. 평가 토양

본 연구에서는 토양세척 및 토양경작 공정을 사용하여 정화한 토양에 대하여 토양건강성 평가를 수행하였다. 토양 세척은 아연이 413mg/kg의 농도로 오염된 토양에 적용하여 200mg/kg 이하 수준으로 정화한 토양을 사용하였다. 토양경작은 석유계총탄화수소(TPH)의 농도가 3,000mg/kg 이상으로 오염된 토양에 적용하여 정화 후 TPH의 농도가 400mg/kg 이하로 감소한 토양을 평가하였다. 두 공정에 사용된 토양 모두 대조군으로 활용하기 위하여 오염 현장 주변의 오염되지 않은 토양을 채취하여 배경 토양으로 사용하였다.

III. 결과 및 고찰

1. 토양건강성 종합 평가

점수화된 지표를 바탕으로 총합(SHIT)과 평균(SHIA)으로 제시한 토양건강성 지수는 다음 Figure 2와 같다. 각 지표의 평균값인 SHIA를 함께 활용하여 토양건강성을 표현한 이유는, 총합인 SHIT의 경우 건강성을 평가하려는 지표의 종류가 늘어날수록 그 값이 증가할 수 있으므로, 평가지표의 개수가 다를 경우 토양건강성의 직접 비교가 어렵기 때문이다. 또한, 유사한 수준의 SHIA인 경우라도, 건강성지수가 개선된 지표와 개선되지 않거나 악화되는 지표들이 함께 존재하면서 지표 간의 차이가 발생하게 되면 토양의 건강성이 잘못 평가될 수도 있다. 따라서 본 연구에서는 상대표준편차인 변동계수(CV)를 함께 표시하여, 토양건강성지수의 안정성을 고려하고자 하였다. 평가 결과 세척처리의 경우 비오염토양의 SHIT는 3.42, 세척 전 토양은 3.07로 나타나, 비오염토양과 비교했을 때 아연오염으로 인하여 약 10.3% 감소하였다. 하지만 세척처리 후 토양의 SHIT는 1.84로 비오염토양에 비해 46.1%, 오염토양에 비해 39.9% 감소한 것으로 나타났다. 본 실험의 경우 아연 오염으로 인하여 토양건강성에 미친 부정적인 효과보다 정화과정 중 토양 특성 변화로 인한 건강성 감소가 더 큰 것으로 나타났다(Figure 2(a)). SHIA도 SHIT와 유사한 경향을 나타냈는데, 비오염토양의 경우 0.57 ± 0.34 에서 토양오염 및 세척처리 후 각각 0.51 ± 0.30 , 0.31 ± 0.28 로 감소하였다. 특이한 것은 오염 및 세척 후 SHIA가 감소하였지만 변동계수는 오염 전 0.60에서 정화 후 0.92로 증가하였다는 것이다. 이는 토양의 건강성 지표들 간의 차이가 증가하였다는 것을 의미하며, 오염과 세척 정화 처리의 경우 각 지표의 변화 정도가 다르게 일어날 수 있는 것을 보여준다. 이러한 토양 건강성의 변화는 동일 토양의 오염과 세척 과정에서 발생했던 토양질 변화와도 다소 다른 경향을 보여주었다. 이전 연구에서 토양의 물리화학적 특성으로 평가한 토양질의 경우 오염에도 불구하고 토양질은 다소 증가한 것으로 나타났다(Yi and Sung 2022). 본 연구에서 동일 토양

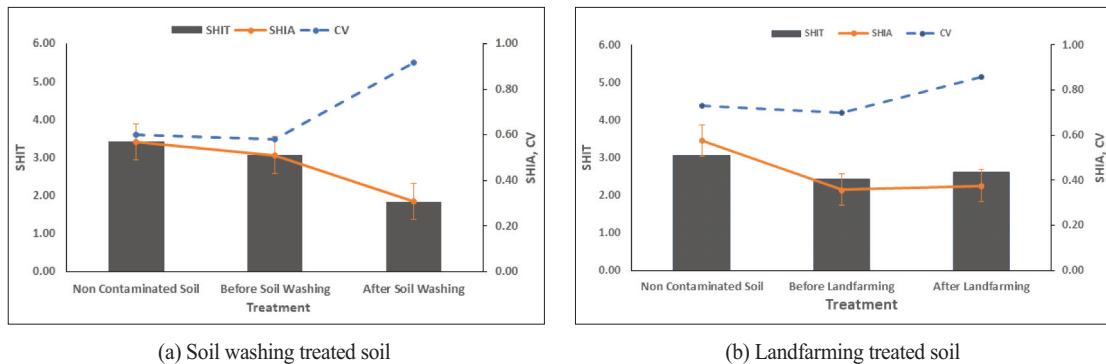


Figure 2. Change of SHIT(Total Soil Health Index) and SHIA (Average Soil Health Index) of soil washing and land farming treated soils.

에 대하여 평가한 토양의 건강성은 감소한 것으로 나타났다. 이는 본 연구에서 건강성 지표로 사용한 일부 생태학적 특성이 오염에 의한 부정적인 영향을 반영했기 때문이다. 따라서 오염 토양의 경우 단순히 토양질의 변화로만 토양의 안정성을 평가하는 것은 위험하며, 정화토양의 경우 토양 평가 시 토양질과 함께 토양건강성도 함께 고려하는 것이 바람직함을 보여준다.

토양 경작 처리의 경우 비오염토양의 SHIT는 3.05, 정화 처리 이전의 유류 오염 토양은 2.43으로 나타나, 유류오염으로 인하여 약 20.2% 건강성이 감소한 것으로 나타났다. 이후 토양 경작 처리 후 SHIT는 2.62로 오염토양과 비교하면 7.6% 정도 건강성이 개선된 것으로 나타났으나, 비오염토양과 비교하면 여전히 14.1% 감소한 수준으로 나타나, 토양경작 처리만으로 토양 건강성이 완전히 회복되지 못한 것으로 나타났다(Figure 2(b)). SHIA도 SHIT와 유사한 경향을 보여주었는데, 비오염토양의 경우 0.51 ± 0.37 에서 토양오염 및 토양경작 처리 후 각각 0.41 ± 0.28 , 0.44 ± 0.38 로 감소하였다. 경작토양의 경우 각 지표 값들의 표준편차와 평균과의 관계를 나타내는 변동계수의 경우, 오염 전 0.73에서 오염과 토양경작 처리 후 각각 0.70와 0.86로, 유류 오염으로 인한 변화는 거의 없었으나 토양 경작으로 인하여 발생한 건강성 지표들 간의 차이는 다소 증가하였음을 알 수 있다. 하지만 토양세척에 비해 그 변화폭은 크지 않았다. Yi and Sung(2022)의 유류 오염 토양의 토양질 평가

에서는 유류 오염으로 인한 토양질의 변화는 크게 없으며, 경작처리 후 토양질은 다소 개선된 것으로 보고된 바 있다. 하지만 본 연구에서는 유류오염으로 토양 건강성도 나빠지는 것으로 나타났으며, 정화 처리 후에도 토양 건강성은 여전히 회복하지 못한 것으로 나타났다. 이러한 연구 결과는 오염과 정화 과정 중에 토양을 평가할 경우에는 토양질과 토양건강성을 함께 고려하는 것이 바람직함을 보여준다.

2. 토양건강성 세부 평가

토양세척에 따른 토양건강성의 세부 변화를 다음 Figure 3(a)에 나타내었다. 토양건강성을 나타내는 지표는 서식처기능, 식물생산성, 탄소보유능, 토양완충능, 영양물질 순환능 및 수분보유능으로 구성되어 있다. 각각의 항목별 산정된 점수를 살펴보면 비오염 토양의 경우 서식처 0.99, 생산성 0.17, 완충능 0.52, 영양물질 순환능 0.34, 탄소보유능 0.42, 수분보유능 0.99로 서식처 및 수분보유능이 가장 높으며 생산성이 가장 낮은 것으로 나타났다. 토양세척 전 아연 오염 토양의 경우 서식처 기능 0.63, 생산성 0.50, 완충능 0.46, 영양물질 순환능 0.08, 탄소보유능 0.40, 수분보유능 0.99로, 탄소보유능과 수분보유능은 변화가 없었으나, 미생물활성도로 평가한 영양물질 순환능이 큰 폭으로 감소하였으며, 서식처 기능도 감소하여, 아연오염에도 증가한 식물생산성 외에 다른 생태학적 지표들에게 부정적인 영향을 미친 것으로 나타났다. 토양세척 처리 후에는 서식처기능 0.66, 식

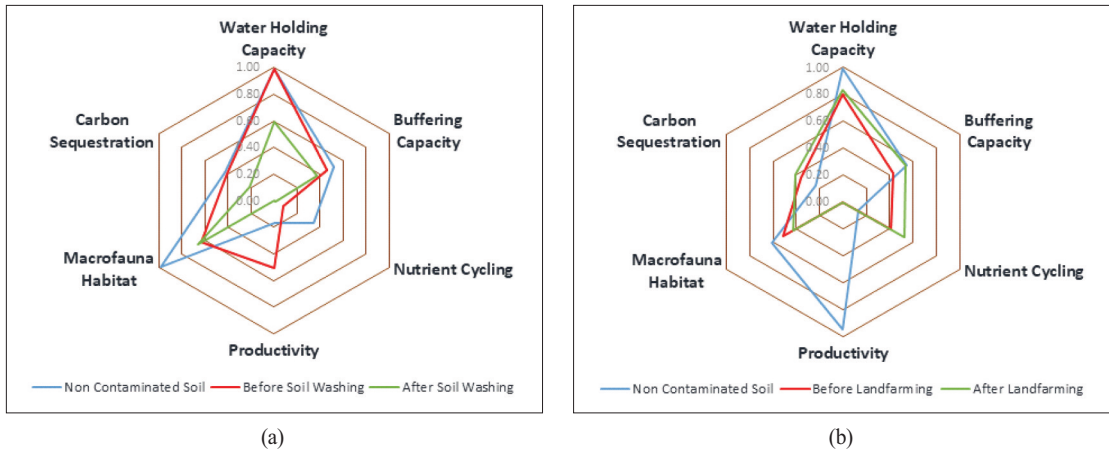


Figure 3. Change of SHIT and SHIA of treated soils using (a) soil washing and (b) landfarming.

물생산성 0.0, 토양완충능 0.37, 영양물질 순환능 0.02 및 수분보유능 0.59 및 탄소보유능 0.21로, 대부분의 건강성 지표가 정화 후에 오히려 감소한 것으로 나타났다. 특히 식물의 성장이 이루어지지 않았으며, 영양물질순환능 95.5%, 수분 보유능 40.1%, 완충능 27.9% 감소하여, 토양세척의 경우 물리화학적 지표는 물론이고 생태학적 지표도 함께 감소하는 것으로 나타났다.

토양 경작에 따른 토양건강성 지표별 산정된 점수를 살펴보면 비오염토양의 경우 서식처 0.91, 생산성 0.25, 완충능 0.54, 영양물질 순환능 0.12, 및 수분보유능 0.99, 및 탄소보유능 0.24로 수분보유능이 가장 높으며 영양물질순환능이 가장 낮은 것으로 나타났다(Figure 3(b)). 토양 경작 전 유류오염토양의 경우는 서식처 0.22, 생산성 0.0, 완충능 0.43, 영양물질 순환능 0.42 및 탄소보유능은 0.36으로 나타나, 유류 오염으로 인하여 식물성장과 지렁이 성장률로 평가한 생산성과 서식처 기능이 가장 부정적인 영향을 받았으며, 반면에 유류 오염으로 인한 미생물 분해 활동 증가로 인하여 영양물질 순환능이 비오염토양에 비해 증가한 것으로 나타났다. 토양 경작처리 후에는 완충능의 경우 오염 전 토양인 0.54 수준을 회복하였으며, 영양물질 순환능과 탄소보유능 각각 0.83과 0.41로 다소 증가하였다. 이는 토양 경작 과정 중에 토양유기물과 총질소 농도가 증가하였기 때문인 것으로 판단된다(Yi and Sung 2022). 반면에

식물생산성은 0.0으로 정화 후에도 여전히 회복하지 못했으며, 서식처 기능은 더 감소한 것으로 나타났다. 서식처와 생산성 등에서 건강성이 개선되지 않은 이유는 경작처리 후에도 잔존하는 유류 오염 때문인 것으로 추정된다. 유류 오염은 식물 발아에 영향을 미치는 것으로 알려져 있는데(Tang et al. 2011; Khan et al. 2018), 본 연구에서는 완전히 유류가 제거된 것이 아니라 여전히 400 mg/kg 이하의 농도로 존재하는 토양을 대상으로 실험을 진행하여, 잔존 유류성분이 식물과 지렁이의 성장에 영향을 미친 것으로 판단된다. 이러한 결과는 정화처리 시 정화 수준의 결정 및 정화 평가를 통한 향후 재이용에 있어서 토양건강성을 함께 고려하는 것이 바람직함을 의미한다.

물론 본 연구에 사용된 토양건강성 지표가 토양의 건강성에 영향을 주는 모든 요소를 평가한 것은 아니다. 오염물질의 종류 및 오염 정도는 물론 원토양의 특성에 따라서도 영향을 받을 수 있어, 본 연구에서 도출된 건강성 지표값이 절대적인 의미를 가진다고 할 수는 없다. 하지만 특정 토양의 오염 전·후 혹은 정화 전·후의 토양건강성을 평가하기에는 합리적인 접근 방법이라 판단된다. 향후 다양한 조건에서 평가한 건강성 지표값들의 표준화 또는 이용 목적에 따른 지표들의 등급화가 이루어진다면, 본 연구에서 제시한 상대적인 건강성 평가에서 한 발 더 나가 정화토양의 용도별 건강성을 평가함으로써 정화토양을 재이용하기 위한 신뢰성 구축에 도움을 줄 수 있으며, 재

이용 토양이 제공하는 생태계서비스를 평가하여 데에도 활용될 수 있을 것이다. 또한 토양건강성의 개선이 필요하여 토양개량제를 사용할 경우에도, 제시된 토양건강성 지표를 활용하여 해당 지표의 개선에 적합한 개량제의 선택하여 적용함으로써 효율적인 건강성 개선 및 평가를 수행할 수 있다. 이를 위해선 향후 개량제 적용에 대한 토양 건강성 변화에 대한 연구 또한 필요할 것으로 판단된다.

IV. 결론

본 연구에서는 정화토양의 건강성을 평가하기 위하여 건강성 평가지표를 선정할 후 이를 활용하여 정량적으로 건강성을 평가하는 방법을 제안하였다. 토양 건강성과 연관된 여러 지표 중 비교적 쉽게 측정할 수 있는 서식처기능, 물질순환능, 완충능, 식물생산성, 물보유능, 탄소보유능 등의 지표를 설정한 후 토양 세척 및 토양경작 공정을 사용하여 정화한 토양에 대하여 각각 오염 토양, 정화 토양에 대하여 토양건강성 평가를 수행하였다. 건강성 평가 결과, 중금속 오염으로 인한 부정적인 효과보다 세척처리로 인한 건강성 감소가 더 큰 것으로 나타났다. 또한 오염 및 세척 후 건강성지표가 감소한 것과 더불어 변동계수가 증가하면서, 오염과 정화 과정 중 토양 건강성 지표들의 변화 정도가 서로 다르게 나타날 수 있음을 보여주었다. 유류 오염으로 인한 토양질의 변화는 크게 없는 반면, 토양건강성은 나빠지는 것으로 나타났으며, 경작처리 후 다소 개선된 토양질과는 달리, 토양 건강성은 온전히 회복하지 못한 것으로 나타났다. 본 연구 결과 오염과 정화과정 중에 토양을 평가할 경우에는 토양질과 토양건강성을 함께 고려하는 것이 바람직함을 보여 주었다. 본 연구에서 제시한 토양건강성 평가의 활용도를 높이기 위하여 다양한 조건에서 평가한 건강성 지표 값들의 표준화와 이용 목적에 따른 지표들의 등급화 그리고 토양 개량제 적용에 대한 토양 건강성 변화 등에 관한 연구 또한 필요할 것으로 판단된다.

사사

이 논문은 부경대학교 자율창의기술연구비(2021년)에 의하여 연구되었습니다.

References

- Anderson TH. 2003. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality, Agriculture, Ecosystems and Environment 98(1-3): 285-293.
- Alkorta I, Aigpurua A, Riga P, Albizu I, Amezaga I, Garbisu C. 2003. Soil enzyme activities as biological indicators of soil health. Reviews on Environmental Health 18(1): 65-73.
- Bi CJ, Chen ZL, Wang J, Zhou D. 2013. Quantitative Assessment of Soil Health Under Different Planting Patterns and Soil Types. Pedosphere 23(2): 194-204.
- Bossuyt H, Six J, Hendrix PF. 2006. Interactive effects of functionally different earthworm species on aggregation and incorporation and decomposition of newly added residue carbon. Geoderma 130: 14-25.
- Chae YE, Kim SW, Kwak JI, Yoon YD, Jeong SW, An YJ. 2015. A Comparative study of Assessment Techniques for Soil Ecosystem Health: Focusing on Assessment Factors of Soil Health. Journal of Soil and Groundwater Environment 20(3): 15-24. [Korean Literature]
- Chatterjee A, Lal R, Wielopolski L, Martin MZ, Ebinger MH. 2009. Evaluation of different soil carbon determination methods. Critical Reviews in Plant Science 28: 164-178.
- Dawson JJC, Godsiff EJ, Thompson IP, Ralebitso-Senior TK, Killham KS, Paton GI. 2007. Application of biological indicators to assess recovery of hydrocarbon impacted soils. Soil Biology and Biochemistry 39: 164-177.

- Dose HL, Fortuna AM, Cihacek LJ, Norland J, DeSutter TM, Clay DE, Bell J. 2015. Biological indicators provide short term soil health assessment during sodic soil reclamation, *Ecological Indicators* 58: 244-253.
- Doube BM, Schmidt O. 1997. Can the abundance or activity of soil macrofauna be used to indicate the biological health of soils? In: Pankhurst C, Doube B, Gupta V. *Biological Indicators of Soil Health*; New York; CAB International.
- Edwards WM, Shipitalo MJ. 1998. Consequences of earthworms in agricultural soils: Aggregation and porosity. In: Edwards CA. *Earthworm Ecology*; New York; St. Lucie Press.
- Eivazi F, Tabatabai MA. 1988. Glucosidases and galactosidases in soils, *Soil Biology and Biochemistry* 20: 601-606.
- Elliott LF, Lynch JM. 1994. Biodiversity and soil resilience. In: Greenland DJ, Szabolcs I. *Soil Resilience and Sustainable Land Use*; Wallingford; UK; CAB International.
- Garcia C, Roldan A, Hernandez T. 1997. Changes in microbial activity after abandonment cultivation in a semiarid mediterranean environment. *Journal of Environmental Quality* 26: 285-291.
- Garcia-Gil JC, Plaza C, Soler-Rovira P, Polo A. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1907-1913.
- Glover J, Reganold J, Andrews P. 2000. Systematic method for rating soil quality of conventional, organic, and integrated apple orchards in Washington State, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 80: 29-45.
- Grieg-Smith PW. 1992. A European perspective on ecological risk assessment, illustrated by pesticide registration procedures in the United Kingdom. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 1673-1689.
- Karlen DL, Mausbach MJ, Doran JW, Cline RG, Harris RF, Schuman GE. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 61: 4-10.
- Khan MAI, Biswas B, Smith E, Naidu R, Megharaj M. 2018. Toxicity assessment of fresh and weathered petroleum hydrocarbons in contaminated soil- a review. *Chemosphere* 212: 755-767.
- Kim KS, Sung K. 2011. Effects of humic acids on growth of herbaceous plants in soil contaminated with high concentration of petroleum hydrocarbons and heavy metals. *Journal of Soil and Groundwater Environment* 16(1): 51-61. [Korean Literature]
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123: 1-22.
- Lal R, Negassa W, Lorenz K. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15: 79-86.
- Lavelle P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*. 27: 93-132.
- Lima ACR, Brussaard L, Totola MR, Hoogmoed WB, de Goede RGM. 2013. A functional evaluation of three indicator sets for assessing soil quality. *Applied Soil Ecology* 64: 194-200.
- NAAS (National Academy of Agricultural Science in Korea). 1988. Soil testing method. [Korean Literature]
- O'Neill RV, DeAngelis DL, Waide JB, Allen TFH. 1986. A hierarchical concept of ecosystems. Princeton University Press, Princeton, NJ, p. 263.

- OECD. 2008. OECD guidelines for the testing of chemicals, section 2. Effects on biotic system. Predatory mite reproduction test in soil
- Parmelee R, Crossley DA. 1988. Earthworm production and role in the nitrogen cycle of a no-tillage agroecosystem on the Georgia Piedmont. *Pedobiologia* 32: 351-361.
- Parmelee RW, Bohlen PJ, Blair JM. 1998. Earthworms and nutrient cycling processes: Integrating across the ecological hierarchy. In: Edwards CA. *Earthworm Ecology*; New York; St. Lucie Press.
- Paul EA, Clark FE. 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic Press: San Diego.
- Ramadass K, Megharaj M, Venkateswarlu K, Naidu R. 2015. Ecological implications of motor oil pollution: Earthworm survival and soil health. *Soil Biology and Biochemistry* 85: 72-81.
- Robidoux PY, Svendsen C, Caumartin J, Hawari J, Ampleman G, Thiboutot S, Weeks JM, Sunahara GI. 2009. Chronic toxicity of energetic compounds in soil determined using the earthworm (*Eisenia andrei*) reproduction test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(7): 1764-1773.
- Schinner F, Ohlinger R, Kandeler E, Margesin R. 1996. *Methods in Soil Biology*. Springer, Heidelberg.
- Shakir HSH, Weaver RW. 2002. Earthworm survival in oil contaminated soil. *Plant Soil* 240: 127-132
- Speir TW, Hettles HA, Percival HJ, Parshotam A. 1999. Is soil acidification the cause of biochemical responses when soils are amended with heavy metal salt?. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1953-1961.
- Stroud JL. 2019. Soil health pilot study in England: Outcomes from an on-farm earthworm survey. *PLOS ONE* 1-16.
- Suh JS, Kim SH, Um MH. 2000. Diversity of soil microbes and assessment of soil health, The 2000 First Half Symposium of Korean Association of Organic Agriculture, 135-148. [Korean Literature]
- Szabolcs I. 1994. The concept of soil resilience. In: Greenland DJ, Szabolcs I. *Soil Resilience and Sustainable Land Use*; Wallingford; UK; CAB International.
- Tang J, Wang M, Wang F, Sun Q, Zhou Q. 2011. Eco-toxicity of petroleum hydrocarbon contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences* 23(5): 845-851.
- Wang QY, Zhou DM, Cang L, Sun TR. 2009. Application of bioassays to evaluate a copper contaminated soil before and after a pilot-scale electrokinetic remediation. *Environmental Pollution* 157(2): 410-416.
- Whalen JK, Parmelee R, Subler S. 2000. Quantification of nitrogen excretion rates for three lumbricid earthworms using ^{15}N . *Biology and Fertility of Soils* 32: 347-352.
- Wymore AW. 1993. *Model-based systems engineering: an introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of systems design*. CRC, Boca Raton, FL.
- Yi YM, Sung K. 2022. Soil quality assessment of remediated soils. *Journal of Korean Ecological Engineering Society* 9(1):11-16.
- Yi YM, Park S, Munter C, Kim G, Sung K. 2016. Changes in ecological properties of petroleum oil-contaminated soil after low-temperature thermal desorption treatment. *Water Air and Soil Pollution* 227: 108.