

고농도 유류와 중금속으로 복합 오염된 토양에서 식물성장에 미치는 부식산의 영향

김기섭 · 성기준*
부경대학교 생태공학과

Effects of Humic Acids on Growth of Herbaceous Plants in Soil Contaminated with High Concentration of Petroleum Hydrocarbons and Heavy Metals

Ki Seob Kim · Kijune Sung*
Department of Ecological Engineering, Pukyong National University

ABSTRACT

Germination tests were conducted to determine the practical concentration levels at which plants can reproduce naturally during the phytoremediation of soils contaminated with a high concentration of petroleum hydrocarbons and heavy metals. The effects of humic acids on plant growth and soil physicochemical properties were also investigated. The results show that phytoremediation can be applied in soils contaminated by multiple contaminants at the former soil contamination potential level of Korean soil quality standards considering successful natural reproduction. It was observed that germination rates of *Helianthus annuus* and *Festuca arundinacea* were high after all treatments, and transplantation was more appropriate for *Phragmites communis* in phytoremediation. Humic acids had a positive effect on the growth of both aboveground and belowground biomass of herbaceous plants. Growth inhibition by multiple contaminants is more severe in the case of aboveground biomass. Germination and growth tests suggest that *Helianthus annuus* is a suitable phytoremediation plant for soils contaminated with a high concentration of petroleum hydrocarbons and heavy metals. The addition of humic acids also caused changes in the physicochemical properties of contaminated soils. An increase in the carbon and nitrogen content due to the addition of humic acids and a correlation between cation exchange capacity(CEC) and the organic matter content were observed.

Key words : Phytoremediation, Co-contamination, Growth inhibition, Soil physicochemical properties, Natural reproduction

1. 서 론

식물은 생태계의 기반을 이루는 중요한 요소로서 육지와 수체에서 또한 식물의 줄기가 뻗어나가 있는 대기에 이르기까지 영향을 미치지 않는 곳이 없다(박소영과 성기준, 2007; US EPA, 2000). 식물은 생태계 전체를 지탱하는 유기물질을 생산하는 출발지이며, 유기물 생산과정 중에 산소를 공급하는 산소공장이고, 탄소를 저장하는 탄소 저장소이며, 물을 저장하기도 내뿜기도 하며, 토양에서의 물질순환을 제어한다. 아울러 분해자인 미생물에서부터 먹이사슬 최상층에 존재하는 육식동물에게까지 영양물

질의 공급원으로 또한 그들의 서식처로서 그곳에 더불어 사는 다양한 생물들의 삶의 터전이기도 하다(성기준, 2005).

최근 이러한 식물의 기능을 이용하여 오염된 토양이나 지하수를 치유하는 식물상정화법(phytoremediation)이 시도되고 있다(Schnoor et al, 1995; US EPA, 1999a). 식물을 이용하여 오염물을 정화하는 식물상정화법(phytoremediation)은 오염지역의 정화와 생태계복원이라는 목표를 동시에 달성할 수 있는 매우 효과적인 방법으로, 경제적이다. 다양한 오염물질에 적용할 수 있다는 장점 때문에 최근 들어 오염된 토양 및 지하수의 복원에 많이 사용되어지고 있는 환경 친화적인 복원 기술이다(옥용식 외,

*Corresponding author : ksung@pknu.ac.kr

원고접수일 : 2010. 9. 3 심사일 : 2010. 9. 27 게재승인일 : 2010. 11. 2

질의 및 토의 : 2011. 4. 30 까지

2004; Gatliff, 1994; Macek et al., 2000). 또한 중금속에서부터 유기오염물까지 적용 가능한 오염물질의 범위가 넓으며 장기적인 토양유실 방지 등 대규모 오염부지정화에 적합한 현실적인 오염토양의 치유 방안으로 인정을 받고 있다(Miller, 1996; Schnoor, 2002; US EPA 1999b).

식물상정화법에서 오염물질을 정화하는 주요 기작은 식물에 의한 직접흡수(phytoextraction), 식물뿌리와 삼출물에 의한 안정화(phytostabilization) 및 활성화된 근권 미생물에 의한 분해(rhizodegradation) 등이다(환경부, 2007; Simonich and Hites, 1995; Schnoor 1998). 최근에는 토양과 수체 등 다양한 매체에서 그리고 오염물질의 제거뿐만 아니라 오염물질의 이동제어, 토양개량 및 해당 생태계복원(restoration)에 이르기 까지 다양한 노력들이 시도되고 있다(김경훈 외 2003; ITRC, 2001; US EPA, 2001).

오염물 정화에 생물을 이용하는 생물학적 정화법(bioremediation)은 처리하고자 하는 오염물질의 독성 때문에 오염농도가 높거나 독성이 높은 물질을 제거하는데 어려움을 갖게 된다(Gadd and Griffiths, 1978). 식물을 이용하는 식물상정화법은 미생물을 이용하는 공법보다는 일반적으로 독성피해가 적으나 오염지역에 도입한 식물의 발아나 유묘의 성장에 영향을 줄 수 있어, 현장 적용에 있어서 제약요건으로 작용할 수 있다(Athar and Ahmad, 2002). 이러한 제약은 중금속과 유류 등 여러 오염물질로 함께 오염된 복합오염 토양에 대해서는 더욱더 커질 수 있다.

부식산(humic acid)은 동·식물 등을 포함한 다양한 유기물 성분이 물리화학적 반응을 통하여 새롭게 변형된 유기물 혼합체인 부식질(humic substances)로부터 추출되어 나온 물질로써 -COOH, -OH, -SH 등의 산성작용기를 가진다(Stevenson, 1994). 부식산의 기능은 토양을 개량하며, 식물의 양분 흡수를 증진시키고 토양미생물을 활성화시키며 토양의 보수력과 보비력을 향상시킨다(Sparks, 1995). 또한 식물 발아와 생장 증진, 금속물질 흡착기능 등이 있는 것으로 알려져 있다(Bio Ag tech, 1999). 따라서 부식산(HA)의 적용은 식물상정화에서 식물의 생장 증진에 긍정적으로 기여할 수 있을 것으로 판단되며, 특히 복합오염물질에 의해 고농도로 오염된 토양에 식물상정화법을 적용할 필요가 있는 경우에도 효과적으로 사용될 수 있을 것으로 기대된다. 따라서 본 연구에서는 고농도의 유류와 중금속으로 복합오염된 토양을 치유하기 위하여 식물상정화법을 적용 할 경우 적합한 농도수준과 적용 가능한 식물을 선정하며, 또한 부식산을 첨가하였을 경우에 정화식물의 생장과 토양특성에 미치는 영향을 파악하고자 하였다.

2. 실험방법

2.1. 발아실험

복합오염 토양에서 식물상정화법을 적용할 수 있는 토양 오염 농도를 결정하기 위한 발아실험을 위하여 비오염 토양을 포함하여 4가지 농도 수준으로 중금속(Cd, Cu, Ni, Pb)과 유류(Diesel)를 동시에 인위적으로 오염시켜 사용하였다. 오염 토양의 농도는 처리농도 1의 경우 Cd(1.5 mg/kg), Cu(50 mg/kg), Pb(100 mg/kg), Ni(40 mg/kg), TPH(500 mg/kg)으로서 (구)토양오염우려기준 가지역 수준으로, 처리농도 2는 Cd(12 mg/kg), Cu(200 mg /kg), Pb(400 mg/kg), Ni(160 mg/kg), TPH(2000 mg/kg)으로서 (구)토양오염우려기준 나지역 수준으로, 처리농도 3은 Cd(30 mg/kg), Cu(500 mg/kg), Pb(1000 mg/kg), Ni(400 mg/kg), TPH(5000 mg/kg)으로서 (구)토양오염 대책기준 나지역 수준으로 적용하였다.

발아실험에 사용된 토양은 Table 1과 같은 특성을 지닌 부산 OO대학교 토양을 채취하여 2 mm(#10)체를 이용한 균일한 입자크기로 분류하여 사용하였다. 오염토양 조제에 사용한 물질로 카드뮴(Cd)은 $CdCl_2 \cdot 2.5H_2O$ (98%, Kanto), 구리(Cu)는 $CuCl_2$ (99%, Acros), 납(Pb)은 $PbCl_2$ (99%, Kanto), 니켈(Ni)은 $NiSO_4 \cdot 6H_2O$ (99%, Kanto)이며, 유류는 일반 주유소(G社)에서 판매되고 있는 경유(Diesel oil)를 구입하여 사용하였다.

본 실험에 적용된 식물은 국내·외 연구문헌을 조사하여 오염된 토양에서 생장이 가능하며 정화능력이 있는 것으로 알려진 식물 중에서 우리나라에서 자생하거나 자생하는 식물과 유사한 식물 가운데 Brassicaceae(십자화과) 식물인 Brassica campestris(유채)와 Brassica juncea(적거자), 콩과(Fabaceae) 식물인 지주개자리(Medicago sativa), 화본과(Gramineae) 식물인 퉁퉁새끼(Festuca arundinacea)와 수생 식물인 갈대(Phragmites communis), 국화과(Asteraceae) 식물인 해바라기(Helianthus annuus)로 총 6종의 식물을 선정하여 실험에 사용하였다. 발아실험은 실험토양이 담긴 스텐레스 용기(46 cm × 36 cm × 4.5 cm)를 임의 크기의 칸으로 나누어 1칸에 1종의 종자를 9개씩 3반복으로 파종하였다. 종자 파종 후 식물배양기(HB-303DH)에 넣어 온도 16°C, 습도 60%, 암실조건으로 실험하였으며, 3일에 한번씩 tray당 약 300 ml 정도의 증류수(Conductivity 4 $\mu S/cm$)를 공급하여 주었다. 발아정도의 기준은 유근이 2 mm 이상 나온 것을 발아된 것으로 간주하였으며 실험은 30일 동안 진행하였다.

Table 1. Physicochemical properties of soil used in this study

pH	O.M	Texture (%)			CEC	T-N	P ₂ O ₅
1:5	(%)	Sand	Silt	Clay	(meq/100 g)	(mg/kg)	(mg/kg)
7.71	3.82	77.2	8.2	14.6	19.14	110	80

2.2. 생장실험

식물생장 실험은 발아실험에서 발아율이 상대적으로 높게 나타난 *B. campestris*, *F. arundinacea*, *H. annuus*와 수생식물로 서식환경이 다른 *P. communis*를 이용하여 수행하였다. 생장실험에 적용된 오염토양의 농도는 발아실험에서 적용하였던 처리농도 2(구 토양환경보전법상의 토양오염 우려기준 나지역)의 오염토양 처리구와 오염토양에 HA 1%(w/w)를 첨가한 처리구, 비 오염토양처리구와 비 오염토양에 HA 1%(w/w)를 첨가한 처리구 등 4가지 처리구로 4가지 처리구에 비오염 토양에서 발아시킨 식물을 이식하여 2개월간 5일 간격으로 초장을 측정하였다. 각 처리구별로 3개의 반복구를 두어 식물중 및 농도별로 각각 3반복으로 진행하였다. 식물은 60일 후 수확하여 지상부와 지하부의 생체량을 측정하였다. 실험토양을 담은 스텐레스용기(14.5 cm, Ø10.5 cm)에 식물종당 4본씩 식재하였으며, 오염토양에 이식 후 광도 3500 ± 800 Lux, 광주기 14 h/10 h, 온도 28~30°C, 습도 45~50%로 유지되는 온실에서 실험하였다. 수분공급은 유채, 톨페스큐, 해바라기의 경우 매일 한번씩 pot당 약 50 ml 정도의 증류수(Conductivity 4 μ S/cm)를 주었으며, 갈대의 경우에는 수생식물의 서식조건을 만들어 주기 위하여 토양이 완전히 잠길 정도의 수분조건을 유지하였다.

2.3. 토양특성변화

부식산 적용에 따른 토양 특성 변화를 파악하기 위하여 토양의 pH, 유기물함량, 양이온 교환능력(CEC), 및 토양 내 원소함량의 변화를 조사하였다. 오염시키고 1주일간 방치한 후 채취한 토양시료를 초기시료로 하였으며, 15일, 30일, 60일의 토양시료를 채취하여 분석하였다. 토양의 pH는 토양시료를 증류수와 1:5(w/v)로 혼합하여 1시간 방치한 뒤 pH electrometer(Istek)를 이용하여 측정하였고(환경부 2002), 토양의 양이온치환용량은 1N-NH₄OAc 법을 이용하여 치환성염기총량을 구하여 사용하였다(농업기술연구소, 1988). 유기물함량 중 강열감량(IL)은 550°C 전기로에서 2시간 동안 강열한 후 데시케이터 안에서 방냉하여 강열 전·후 무게차를 측정하였다(해양수산부, 2005). 토양의 원소분석(C, H, N, S)은 막자사발에서 분말상태로 만든 8~10 mg의 토양시료를 은박에 싸서 회화

로에 넣어 1,150°C의 고온에서 연소하여 각종 원소를 함유한 가스로 변환한 후 이들 가스의 열전도도를 측정하기 위하여 Elementar Analyzer(Vario macro/micro, Germany)를 이용하여 분석하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 발아실험

오염토양에서의 발아실험은 식물상정화법을 적용하였을 경우에 적용 가능한 농도수준을 판단할 수 있는 간접적인 자료로 활용할 수 있다. 일반적으로 초본을 이용하여 오염물질을 처리하는 경우 자연적인 재번식이 가능하기 위해서는 종자의 발아가 도입된 환경이나 오염에 의해 크게 저해를 받지 않아야 한다. 일반적으로 식물상정화공법이 다른 물리화학적 처리방법에 비하여 처리기간이 긴 것을 감안할 때 도입한 식물에 의한 자연적인 종자 번식이 가능하다면 식물상정화법을 적용할 경우 식물 도입을 최소화 할 수 있게 되어 식물상정화법의 적용을 더욱 용이하고 경제적이게 할 수 있다. 복합오염토양에서의 30일간 측정된 식물의 발아 수 측정 결과는 Fig. 1과 같이 적용 식물 모두 비 오염토양과 처리농도 1과 2(구 토양오염 우려기준 가, 나지역) 수준의 오염 토양에서 발아가 이루어졌으나 처리농도 3(구 토양오염 대책기준 나지역)의 오염 농도에서는 발아가 이루어지지 않은 것을 알 수 있다. 이는 복합오염토양에 식물상정화공법을 적용함에 있어 본 연구의 처리농도 3 수준 이상의 농도에서 정화식물의 자연적인 재생산이 어렵다는 것을 나타낸다. 또한 본 실험 결과는 유류와 중금속으로 복합오염된 토양의 경우 현 토양환경보전법 상 토양오염 우려기준의 농도수준에서 자연적인 식물 재생산이 가능한 식물상정화법을 적용 수 있음을 보여준다.

복합오염토양에서의 종자 발아는 파종 후 4일 경과 후에 *M. sativa*가 가장 먼저 이루어졌으며, 이 후 1일 간격으로 *H. annuus*, *B. campestris*와 *B. juncea* 순으로 발아하였다. 화분과 식물인 *F. arundinacea*는 파종 후 11일이 지난 후 *P. communis*는 25일 후에 발아가 이루어져 화분과 식물이 십자화과나, 콩과, 국화과 식물 중보다 본 실내 실험조건에서의 발아가 더디게 되는 것으로 관찰되

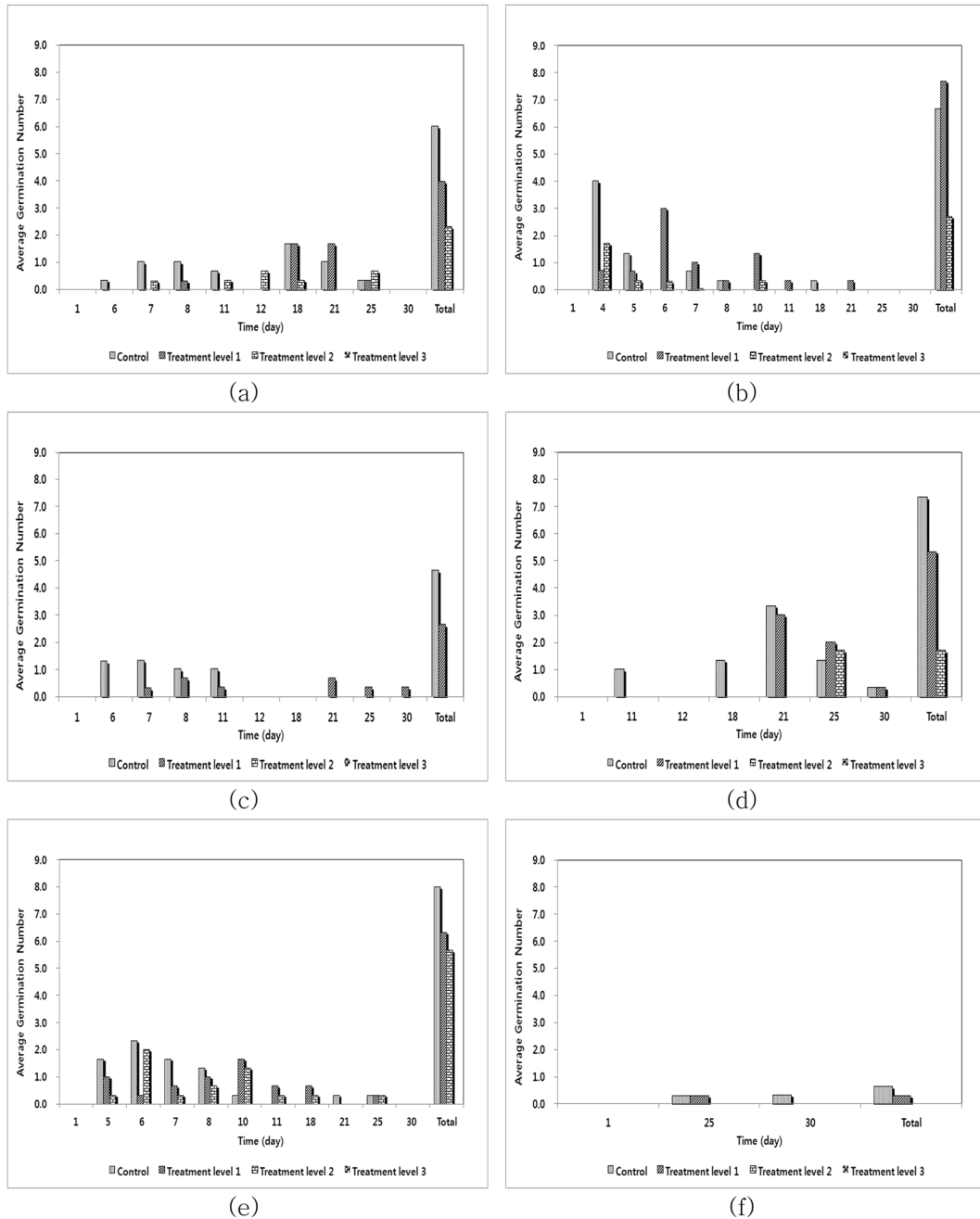


Fig. 1. Average germination number at 4 different treatments of (a) *Brassica campestris* (b) *Medicago sativa* (c) *Brassica juncea* (d) *Festuca arundinacea* (e) *Helianthus annuus* and (f) *Phragmites communis*.

었다. 발아된 식물의 수는 대조군 > 처리농도 1 > 처리농도 2 순으로 발아가 많이 이루어진 것으로 나타나 적용 식물의 발아 정도가 오염물질의 농도 수준에 영향을 받을 수 있다. 이는 Fig. 2에서 나타난 각 식물의 발아율 결과를 보면 더욱 잘 알 수 있다. *H. annuus*와 *F. arundinacea*의 발아율이 모든 농도조건에서 다른 실험식물과 비교하여 높게 나타났다. *M. sativa*는 대조군보다 오

히려 처리농도 1에서 더 높은 발아율을 보여주었다. *B. juncea*의 경우 처리농도 2의 오염 토양부터 전혀 발아가 되지 않아 고농도로 오염된 복합오염토양에는 적합하지 않음을 보여주었다. *P. communis*의 경우 발아율이 매우 낮게 나와 종자발아보다는 이식이 더 적합한 방법일 수 있음을 보여주었다.

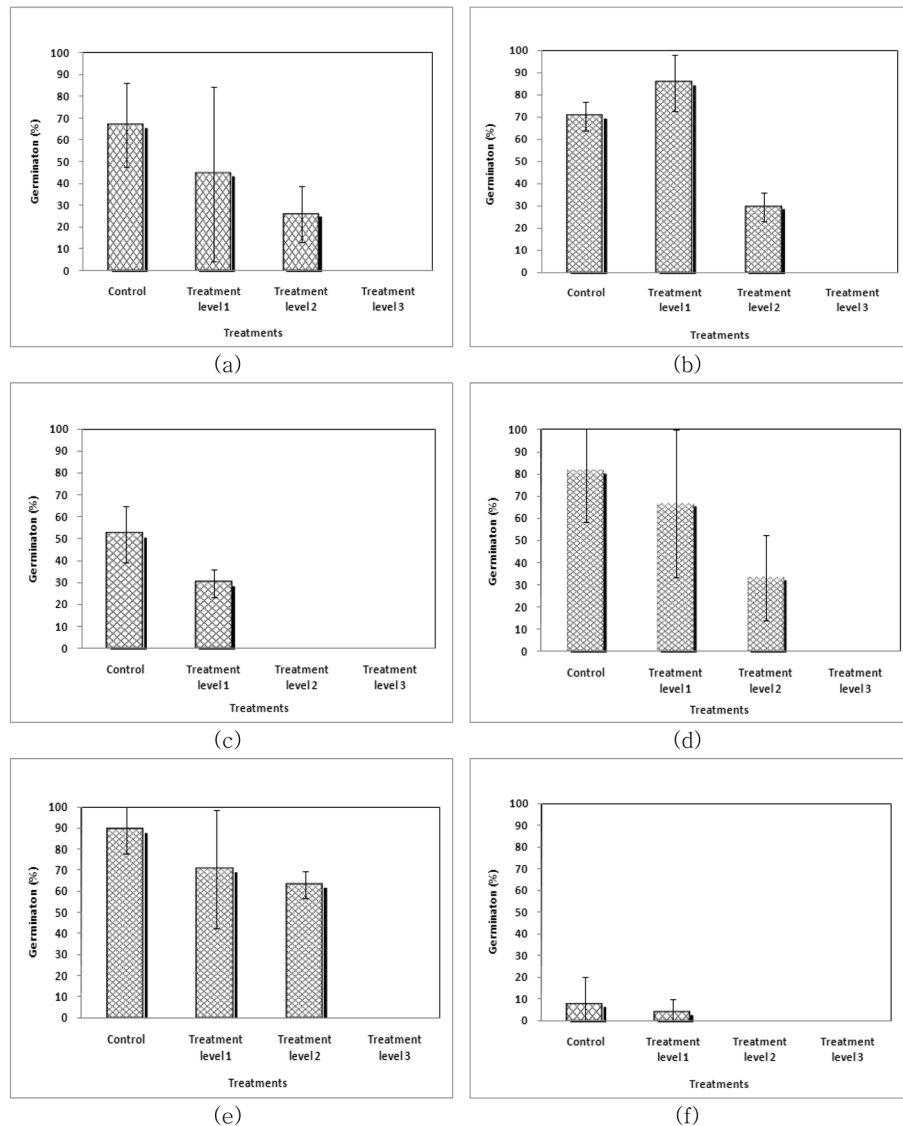


Fig. 2. Germination rate at four different contamination level of (a) *Brassica campestris* (b) *Medicago sativa* (c) *Brassica juncea* (d) *Festuca arundinacea* (e) *Helianthus annuus* and (f) *Phragmites communis*.

3.2. 식물생장

복합오염토양에서의 식물 초장의 성장변화는 Fig. 3에 서와 같이 모든 실험 식물에서 비오염토양+부식산 > 비오염토양 > 오염토양 + 부식산 > 오염토양 순으로 생장이 잘 된 것으로 나타나 부식산의 적용이 오염여부와 관련 없이 식물의 지상부 생장에 영향을 주는 것으로 나타났다 (김흥기 외, 2007; Chen et al., 1990). 오염에 따른 지상부의 성장 저해는 *P. communis*와 *F. arundinacea*에서 가장 크게 나타나서 화본과 식물에서 특히 크게 영향을 받는 것으로 나타났다. *H. annuus*의 경우 오염조건에 따른 지상부 성장 차이가 적어 복합오염의 영향을 가장 적

게 받은 것으로 나타났으나, 이식 초기보다 시간이 경과 할수록 저해 효과는 증가하는 것으로 나타났다(Fig. 3c).

식물별 지상부 생장은 *H. annuus*가 가장 높았으며, *P. communis*, *B. campestris*, *F. arundinacea* 순으로 생장이 잘된 것으로 나타났다. 이러한 성장률의 차이는 식물 종간의 차이에 의한 것으로 식물생장이 빠르고 클수록 오염 물질을 더 빨리 또는 더 많이 체내로 흡수할 수 있으므로 동일 조건하에서는 성장속도가 빠르고 생장률이 큰 식물이 식물상정화에 적합하다고 할 수 있다. *B. campestris*와 다른 식물간의 생장곡선 형태가 다른 것은 식물종간의 생장기간 차이 때문으로 판단되는데, *B. campestris*의 경

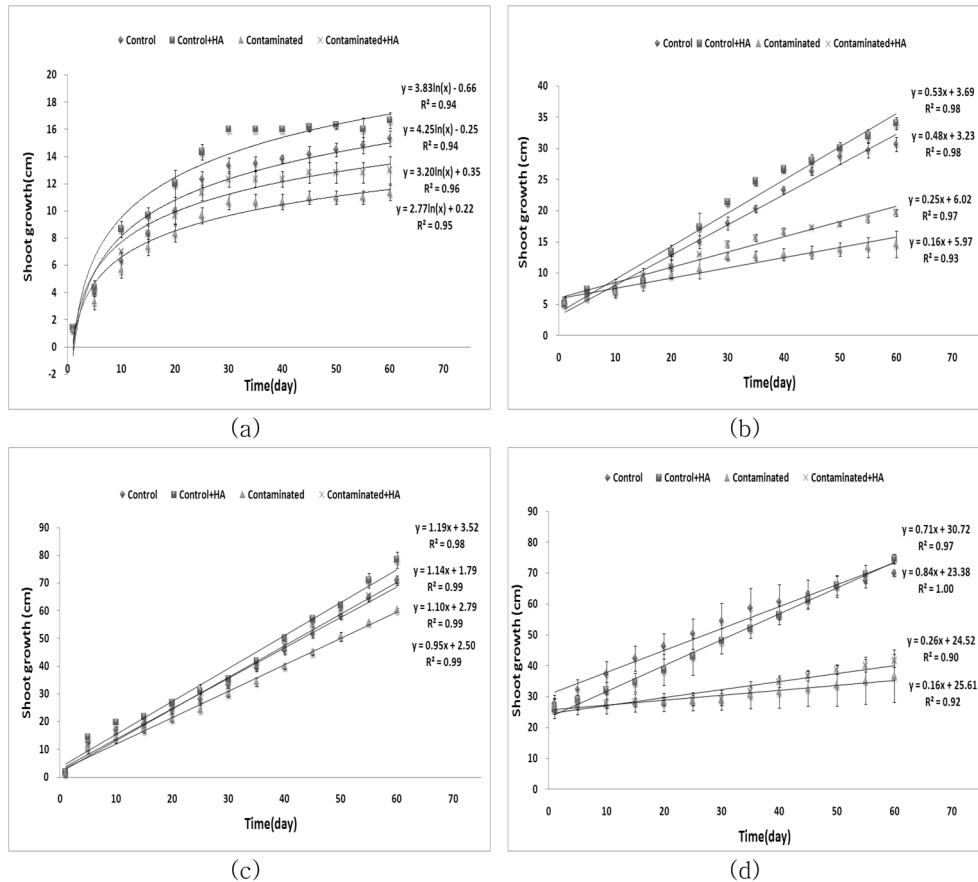


Fig. 3. Effects of contamination and humic acid on temporal change of shoot growth (a) *Brassica campestris* (b) *Festuca arundinacea* (c) *Helianthus annuus* and (d) *Phragmites communis*.

우 실험 30일 경과 후부터 지상부의 길이가 일정하게 나타나 지상부의 성장이 거의 완결된 것으로 나타났으나, 그 외 식물들은 2개월 경과 후에도 지속적으로 성장이 이루어지고 있음을 알 수 있다. 이와 같은 오염토양에서의 식물 생장속도에 대한 정보는 식물상 정화공법에서 적용 식물의 생장 기간별 오염농도 수준과 더불어 최대 오염계계를 위한 수확시기를 결정하는데 매우 유용하게 사용될 수 있다.

Fig. 4는 복합오염과 부식산 적용에 따른 실험식물의 지상부와 지하부의 건중량의 변화를 비 오염토양에서의 식물성장과 비교한 것이다. 4가지 식물 모두 부식산의 적용에 따라 지상부와 지하부의 생체량이 증가한 것으로 나타났다. 지상부의 경우 *H. annuus*를 제외하고는 모두 복합오염에 따른 생체량 감소가 관찰되었는데 특히 *B. campestris*의 생체량 감소가 두드러졌다. 이는 실험식물 중 잎이 가장 넓은 유채가 중금속 축적으로 야기되는 광합성 저해로 인한 생장 감소 때문인 것으로 파악된다 (Weis et al., 2004). 지하부의 경우에는 *B. campestris*와 *P. communis*에서 부식산의 적용에 따른 생체량 증가가 큰

것으로 나타났는데 유채의 경우 오염토양에서 그 효과는 크지 않았지만 갈대의 경우 오염토양에서도 부식산에 의한 지하부 생체량의 두드러진 증가가 관찰되었다. *H. annuus*의 경우 오염토양에서 지하부의 생체량이 더 크게 나타났는데, 이는 오염토양에서의 뿌리성장이 양호한 것으로 지상부의 생체량 및 길이성장 저해도 다른 식물에 비해 작은 것으로 나타나 복합오염토양에서 생장이 양호할 것으로 판단된다.

정화식물의 지상부와 지하부의 생체량의 비는 Fig. 5에서 나타난 비와 같이 복합오염의 경우와 부식산을 적용한 경우 모두 모두 감소하는 것으로 나타났다. 이는 식물 지상부의 생장이 지하부보다 토양오염에 의한 영향을 더 많이 받으며, 또한 부식산이 지상부 보다는 지하부의 생장에 더 큰 영향을 주기 때문에 일어난 결과라 판단된다. *H. annuus*의 경우 지상부의 생체량이 지하부보다 큰 것으로 나타났는데, 토양내 중금속이 효과적으로 식물의 지상부로 이동할 경우 중금속 제거 효과가 가장 클 것으로 기대된다. 하지만 Fig. 5는 지상부와 지하부의 생체량의

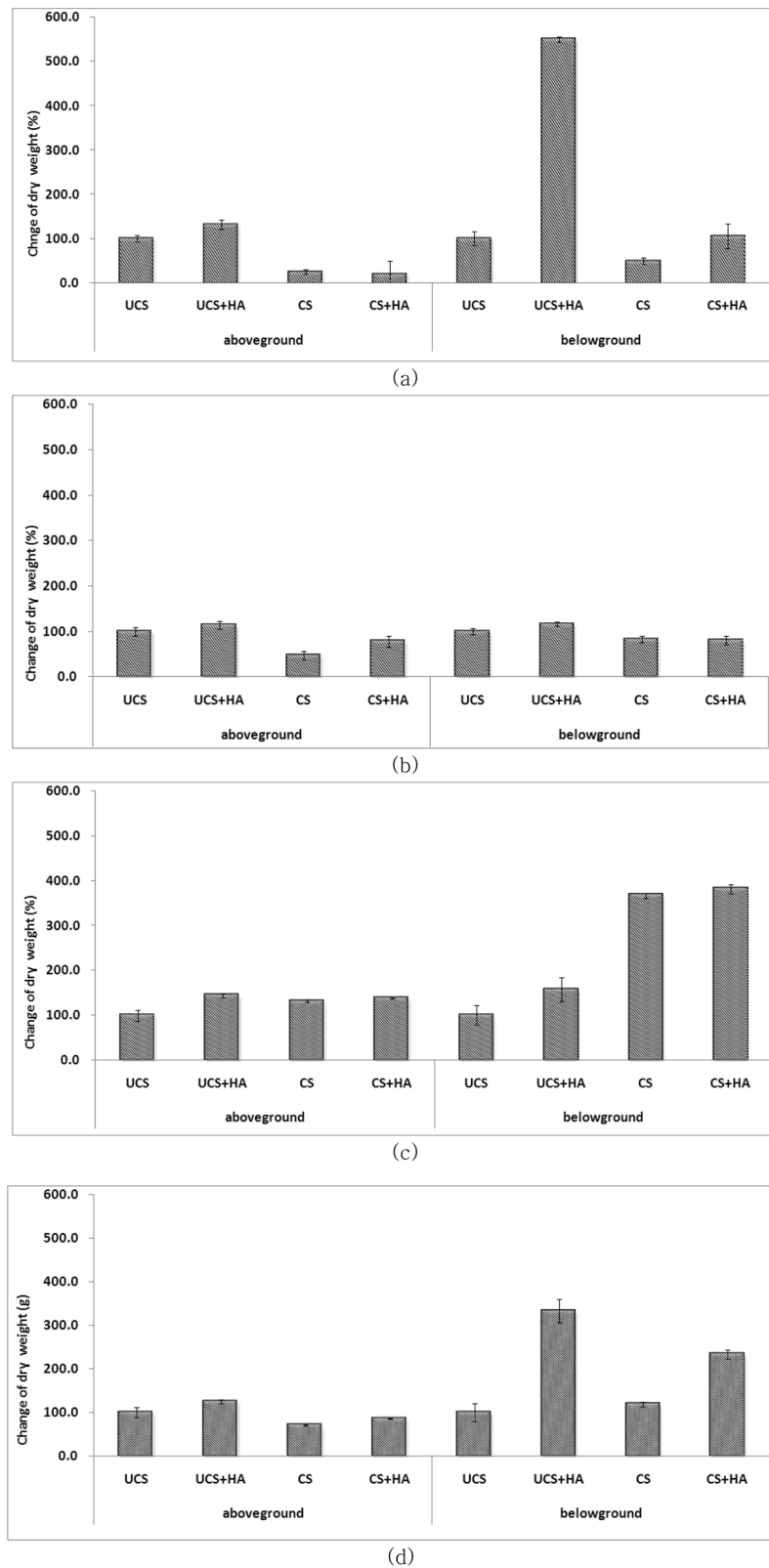


Fig. 4. Effects of contamination and humic acid on dry weight change of (a) *Brassica campestris* (b) *Festuca arundinacea* (c) *Helianthus annuus* and (d) *Phragmites communis* after 60 days (UCS: uncontaminated soil, UCS+HA: uncontaminated soil with humic acid, CS: contaminated soil, CS+HA: contaminated soil with humic acid).

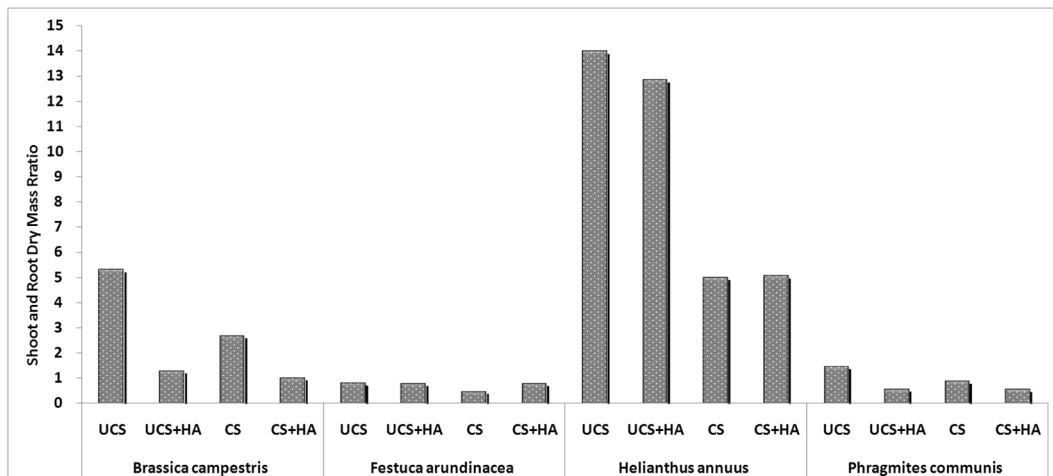


Fig. 5. Shoot and root dry mass ratio at 4 different treatments (UCS: uncontaminated soil, UCS + HA: uncontaminated soil with humic acid, CS: contaminated soil, CS + HA: contaminated soil with humic acid).

비 즉 상대적인 크기를 나타내기 때문에 중금속 흡수능을 고려할 때에는 이와 더불어 각각의 생체량을 함께 고려하여야 한다. *P. communis*와 *F. arundinacea*의 경우 뿌리의 발달이 두드러져 근권 분해나 식물안정화에 더 적합할 수 있음을 보여주었다.

한편 오염토양 조제에 사용되었던 염소화합물은 식물의 성장에 필요한 필수적인 영양물질로서(Johnson et al., 1957) 부족할 경우 황백화(chlorosis)현상 등을 유발할 수 있다(Kumar and Shivay, 2008). 하지만 고농도의 염소에 지속적으로 노출되었을 경우 특히 수생식물의 경우 영향이 큰 것으로 보고된 바 있다(Watkins and Hammerschlag, 2003). 본 실험은 토양에서 진행되었으므로 염소에 의한 직접적인 영향보다는 토양의 용존 물질의 증가에 따른 수분흡수 등에 영향을 미쳤을 가능성을 배제할 수 없다. 하지만 생장실험이 동일 농도 수준에서 진행되었으므로 첨가된 염소에 의한 영향은 각 처리구별로 동일하다고 판단할 수 있을 것이다.

3.3. 부식산 첨가와 식물성장에 따른 토양의 이화학적 특성변화

3.3.1. 원소분석(C, H, N, S)

Fig. 6은 무게비로 1%의 부식산 첨가한 토양의 원소성분의 변화를 나타낸다. 부식산의 첨가에 따라 246.1(오염토양)~337.9(비오염토양)%의 탄소(C)와 22.43(비오염토양)~50.65(오염토양)% 질소(N)의 증가가 관찰되었다. 질소에 비해 탄소의 증가량이 큰 이유는 사용한 부식산의 탄소함유량이 높기 때문이다. 본 연구에 사용된 부식산은 원소분석결과 탄소 $73.1 \pm 2.5\%$, 수소 $6.2 \pm 0.3\%$, 질소 0.7

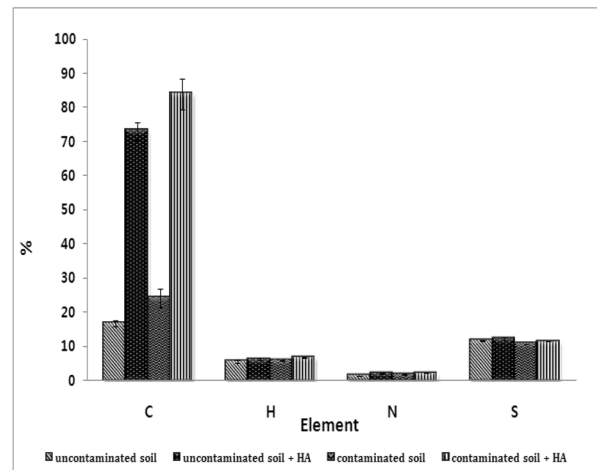


Fig. 6. Elemental composition of soil at 4 different treatments.

$\pm 0.2\%$, 황 $1.2 \pm 0.0\%$ 로 나타나 탄소성분이 $49.6 \pm 0.1 \sim 58.7\%$, 질소성분이 $0.8 \sim 4.3\%$ 수준으로 보고된 이전 연구보다 탄소함량은 높고 질소함량은 낮은 것으로 나타났다(Aiken et al., 1985; Preston et al., 1984; Volk and Schnitzer, 1973; Zelazny and Carlisle, 1974). 부식산의 첨가로 인한 탄소와 질소성분의 증가는 근권미생물의 성장에 긍정적으로 작용하여 근권분해(rhizodegradation)의 증대에 기여할 수 있을 것으로 판단된다. 또한 식물의 성장에도 도움을 줄 수 있는 것으로 보여진다.

3.2.2. 유기물 함량과 양이온 교환능력(CEC)

Fig. 7은 강열감량법으로 분석한 각 처리구별 유기물함량 변화를 나타낸 결과로 갈대를 제외한 식물종이 식재되어 있는 비 오염토양과 오염토양에서 부식산 첨가토양이

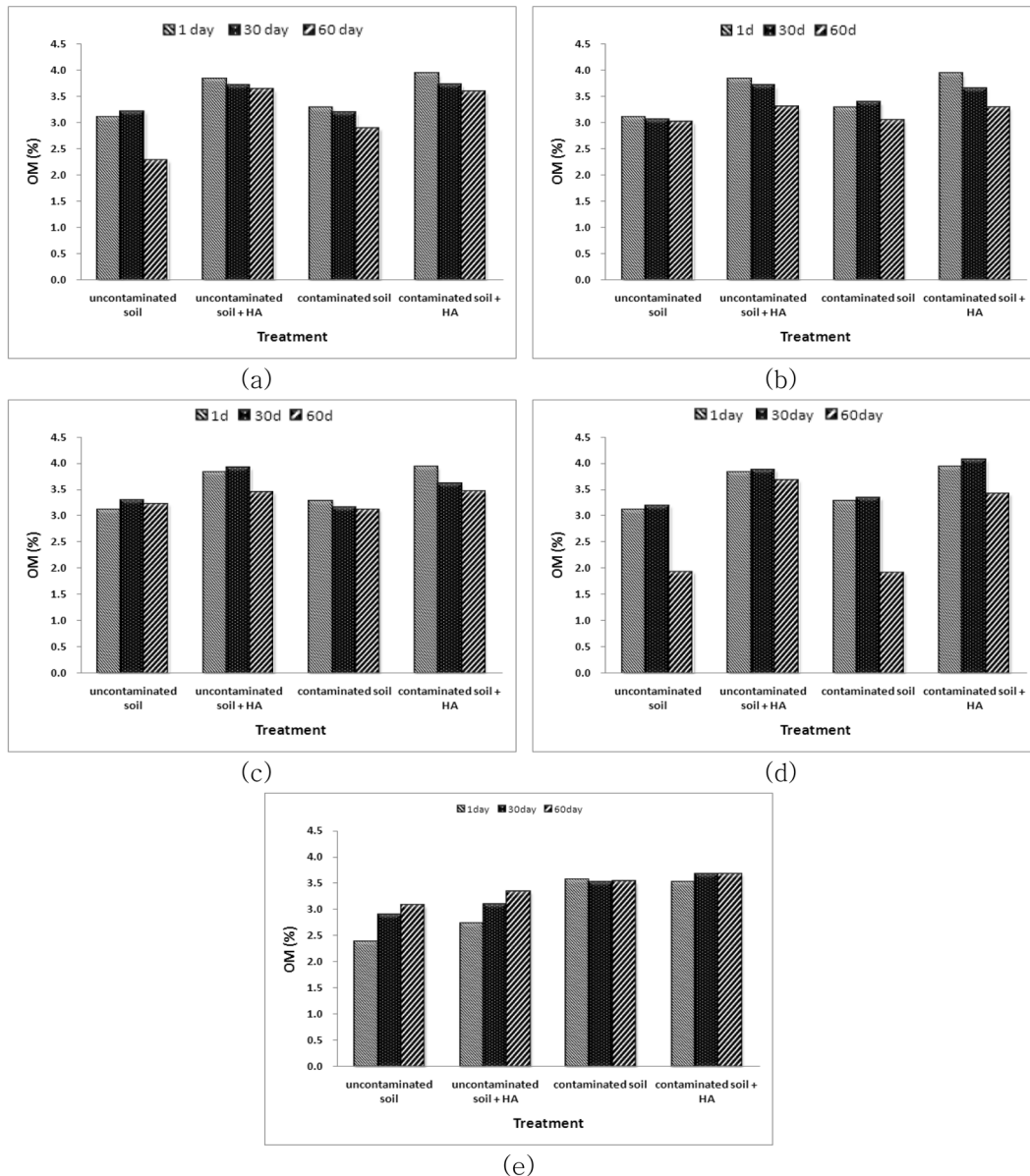


Fig. 7. Change of organic matter content (Ignition loss) (a) control (b) *Brassica campestris* (c) *Festuca arundinacea* (d) *Helianthus annuus* and (e) *Phragmites communis*.

첨가하지 않은 토양에 비하여 약 0.6~0.7% 높게 측정된 것을 볼 수 있었다. 이는 부식산 첨가량 1%에 근접한 결과로 나타났으나 강열감량분석법 자체의 오차 범위 안에 들어감으로 신뢰성은 떨어질 수도 있을 것으로 판단된다. 시간 경과에 따라 갈대의 경우만 유기물 함량의 증가가 관찰되었다. 이는 *P. communis*의 근권성장에 따른 유기물 공급과 더불어 *P. communis* 도입구의 수문조건에 따른 혐기성 환경 형성에 따른 유기물 분해 지연 때문인 것으로 판단된다.

토양의 양이온 교환능력(CEC)은 유기물의 첨가에 의해 CEC가 66.4%에서 96.5%까지 증가할 수 있는 것으로 알려져 있다(Sparks, 1995). 본 실험 토양조건에서 CEC와 유기물 함량, 토양 pH 간의 상관관계는 Fig. 8과 같이 높은 선형 상관관계가 있는 것으로 조사되었다. CEC와 유기물함량과는 $R^2 = 0.68$, 토양 pH와는 $R^2 = 0.83$ 로 나타나 유기물함량과 pH가 증가할수록 CEC 역시 증가하는 것으로 나타났다(Fig. 8).

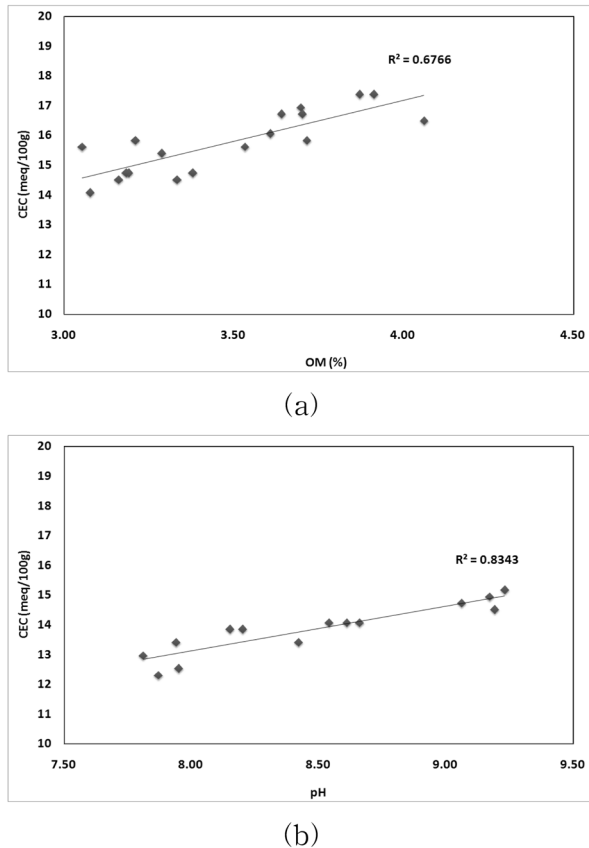


Fig. 8. Correlation between (a) CEC and organic matter, (b) CEC and pH.

4. 결 론

본 연구에서는 고농도의 중금속과 유류로 복합오염된 토양을 치유하기 위하여 식물상정화법을 적용 할 경우 적합한 농도수준과 적용 가능한 식물을 선정하고, 또한 부식산을 첨가하였을 경우에 정화식물의 성장과 토양특성에 미치는 영향을 파악하고자 하였다. 발아실험 결과 유류와 중금속으로 복합오염된 토양의 경우 자연적인 식물의 재 생산 가능성을 고려할 때 본 실험에서 적용한 처리농도 2 수준 (구 토양환경보전법 상 토양오염 우려기준)에서 식물상정화법을 적용할 수 있음을 보여주었다. 본 실험에서 사용한 오염토양의 농도 수준이 2009년 개정된 현 토양 오염우려기준과 일치 하지는 않지만 석유계 총탄화수소의 경우 우려기준 3지역 및 대책기준 1지역, 납의 경우 우려 기준 2지역, 카드뮴과 구리 의 경우 우려기준 2지역 및 대책기준 1지역의 농도 수준으로서 이러한 범위내의 복합 오염토양에 적용이 가능할 것이다. 하지만 보다 정확한 적용가능 농도 수준을 파악하기 위하여 추가적인 연구가 필요할 것으로 판단된다. 발아율은 대조군 > 처리농도 1 > 처

리농도 2 순으로 발아가 많이 이루어 진 것으로 나타나 적용 식물의 발아율이 토양오염 농도 수준에 영향을 받을 수 있다. *H. annuus*와 *F. arundinacea*의 발아율이 모든 농도 조건에서 다른 실험식물과 비교하여 높게 나타났으나 *P. communis*의 경우 발아율이 매우 낮게 나와 종자발아보다는 이식이 더 적합한 방법일 수 있음을 보여주었다. 복합오염토양에서의 식물의 성장실험 결과 부식산의 적용이 식물의 지상부 성장에 긍정적으로 영향을 주는 것으로 나타났으며, 4가지 식물 모두 부식산의 적용에 따라 지상부와 지하부의 생체량이 증가한 것으로 나타났다. 복합오염으로 인한 성장저해는 지하부에 비해 지상부에서 영향을 많이 받는 것으로 나타나 지상부의 생체량 감소가 더 큰 것으로 나타났다. 오염에 따른 지상부의 성장 저해는 *P. communis*와 *F. arundinacea*에서 가장 크게 나타나서 화분과 식물에서 특히 크게 영향을 받는 것으로 나타났다. *H. annuus*의 경우 복합오염의 영향을 가장 적게 받은 것으로 나타나, 식물성장만을 고려했을 경우 복합오염토양에서 가장 성장이 양호할 것으로 기대할 수 있다. 부식산의 적용은 오염토양의 물리화학적 특성에 변화를 수반하였는데, 토양내 탄소와 질소량을 증가 시켜 미생물의 성장과 식물의 성장에 기여할 수 있을 것으로 나타났으며, 부식산 적용에 따른 토양 내 유기물의 증가 및 pH의 변화가 토양의 양이온 교환능력과 상관관계가 있음을 보여주었다.

사 사

“본 연구는 2007년도 정부(교육인적자원부)의 재원으로 한국학술진흥재단의 지원을 받아 수행된 연구임(KRF-2007-521-F00006).”

참 고 문 헌

- 김경훈, 성기준, 장윤영, 이철효, 2003, 탄화수소계 화합물 오염 토양 정화를 위한 Phytopile 적용효과, 한국폐기물 학회지, **20**(8), 793-799.
- 김흥기, 서동철, 정용화, 강창순, 손보균, 이도진, 강종구, 박문수, 허중수, 김봉수, 조주식, 2007, 부식산 사용이 토마토의 성장과 과실품질에 미치는 영향, 한국환경농학회지, **26**(4), 313-318.
- 농업기술연구소, 1988, 토양화학분석법, p. 450.
- 농촌진흥청, 2009, 과원토양관리, p. 209-219.
- 박소영, 성기준, 2007, 실내포름알데히드 농도에 미치는 식물의 영향, 한국환경과학회지, **16**(2), 197-202.

- 성기준, 2005, Phytoremediation as an innovative technology for multimedia remediation and restoration, 지하수관리기술 워크샵, 강원대학교, p. 44-65.
- 옥영식, 김정규, 양재의, 김휘중, 유경영, 박창진, 정덕영, 2004, 중금속 오염토양의 식물정화 기술과 형질전환 식물의 이용에 관한 연구, 한국토양비료학회지, **37**(6), 396-406.
- 환경부, 2002, 토양오염공정시험방법.
- 환경부, 2007, 오염토양 정화방법 가이드라인, p. 228.
- 해양수산부, 2005, 해양환경공정시험방법.
- Aiken, G.R., Mcknight, D.M., and Wershaw, R.L., 1985, Humic Substances in Soil, Sediments, Water, John Wiley & Sons. Inc., p. 457-476.
- Athar, R. and Ahmad, M., 2002, Heavy metal toxicity: Effect on plant growth and metal uptake by wheat, and on free living azotobacter, *Water Air and Soil Pollution*, **138**, 165-180.
- Bio Ag Technologies International, 1999, Humic acid structure and properties, p. 1-12.
- Chen, Y. and Aviad, T., 1990, Effects of humic substances on plant growth, Soil. Sci. Soc., Madison, Wisconsin, USA, p. 161-186.
- Kumar, D., Shivay, Y.S., 2008, Definitional glossary of agricultural terms, Vol. 1, I K International Publishing House, p. 49-50.
- Gadd, G.M. and Griffiths, A.J., 1978, Microorganisms and heavy metal toxicity, *Microbial Ecology*, **4**, 303-317.
- Gatliff, E.G., 1994, Vegetative remediation process offers advantages over traditional pump-and-treat technologies, *Remediation*, Summer, 343-352.
- Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group, 2001 Technical/regulatory guideline: Phytotechnology technical and regulatory guidance document. p. 84.
- Johnson, C.M., Stout, P.R., Broyer, T.C., and Carlton, A.B., 1957, Comparative chlorine requirements of different plant species, *Plant and Soil*, **13**(4), 337-353.
- Macek, T., Mackova, M., and Kas, J., 2000, Exploitation of plants for the removal of organics in environmental remediation, *Biotechnology advances*, **18**, 23-34.
- Miller, R.R., Phytoremediation, 1996, Groundwater Remediation Technologies Analysis Center, PA. USA.
- Preston, C.M., Dudley, R.L., Fyfe, C.A., and Mathus, S.P., 1984, Effects of variations in contact times and copper contents in a ^{13}C CPMAS NMR study of samples of four organic soils, *Geoderma*, **33**, 245-253.
- Schnoor, J.L., Light, L.A., McCutcheon, S.C., Wolfe, N.L., and Carreira, L.H., 1995, Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environ. Sci. Technol.* **29**(7), 318-323.
- Schnoor, J.L. 1998, Phytoremediation. Ground-Water Remediation Technology Analysis Center, Pittsburgh, PA.
- Schnoor, J.L., 2002, Phytoremediation of Soil and Groundwater, GWTAC, TE-02-01. p. 45.
- Simonich, S.L. and Hites, R.A., 1995, Organic pollutant accumulation in vegetation, *Environ. Sci. Technol.*, **29**(12), 2905-2914.
- Sparks, D.L., 1995, Environmental soil chemistry. Academic Press, Inc., San Diego.
- Stevenson, F.J., 1994. Humic chemistry: Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons, New York.
- US EPA, 1999a, Phytoremediation resource guide, EPA 542-B-99-003.
- US EPA, 1999b, Phytoremediation Resources Guide, EPA 542-B-99-003.
- US EPA 2000, Introduction of phytoremediation, EPA/600/R-99/107.
- US EPA 2001, Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites, EPA/540/S-01/500.
- Volk, B.G. and Schnitzer, M., 1973, Chemical and spectroscopic methods for assessing subsidence in Florida Histosols, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, **37**, 886-888.
- Watkins, C.H. and Hammerschlag, R.S., 2003, The toxicity of chlorine to a common vascular aquatic plant, *Water Research*, **18**(8), 1037-1043.
- Weis, J.S., Glover, T., and Weis, P., 2004, Interactions of metals affect their distribution in tissues of *Phragmites australis*, *Environ. Poll.*, **131**, 409-415.
- Zelazny, L.W. and Carlisle, V.W., 1974, Physical, chemical, elemental, and oxygen-containing functional group analysis of selected Florida Histosols, SSSA Spec. Publ., 6, p. 63-78.