

중금속 오염 토양 복원 및 바이오메스 생산량 증대를 위한 biosolid 활용

김권래^{1,2*} · Ravi Naidu² · 김정규¹

¹고려대학교 환경생태공학부

²University of South Australia, CRC CARE

Utilization of Biosolid for Enhanced Heavy Metal Removal and Biomass Production in Contaminated Soils

Kwon-Rae Kim^{1,2*}, Ravi Naidu², and Jeong-Gyu Kim¹

¹Division of Environmental Science and Ecological Engineering, Korea University

²CRC CARE, University of South Australia

Cleaning up the landfill soil by phytoremediation in association with biomass production and utilization of biosolid as a soil amendment will be an attractive green technology. In order to examine this integrated green technology, in the current study of pot trial, heavy metal removal rate and biomass production were determined following cultivation of three different plant species in the landfill soil incorporated with biosolid at two different levels (25 ton ha⁻¹ and 50 ton ha⁻¹). Among the three plant species including Indian mustard (*Brassica juncea*), giant sunflower (*Helianthus giganteus*. L), and giant cane (*Arundo donax*. L), sunflower appeared to produce the largest biomass yield (19.2 ton ha⁻¹) and the produced amounts were magnificently increased with biosolid treatment compared to the control (no biosolid treatment). The increased production associated with biosolid treatment was common for other plant species and this was attributed to the biosolid originated nutrients as well as the improved soil physical properties due to the organic matter from biosolid. The elevated heavy metals in soil which was originated from the incorporated biosolid were Cu and Zn. Based on the phytoavailable amount of heavy metals from biosolid, the removed amount by plant shoots were 95% and 165% for Cu and Zn, respectively, when sunflower was grown. This indicated that mitigation of heavy metal accumulation in soils achieved by the removal of metal through sunflower cultivation enables the successive treatment of biosolid to soils. Moreover, sunflower showed heavy metal stabilization ability in the rhizosphere resulting in alleviation of metal release to ground water.

Key words: Landfill, Phytoremediation, Sunflower, *Arundo donax*

서 언

과거로부터 방치된 매립지 혹은 사후 조치가 잘 이루어지지 않은 매립지의 경우 매립지에서 유출되는 오염물질로 토양 및 주변 환경이 오염되었음이 국내외적으로 잘 알려져 있다 (Harbottle et al., 2007). 매립지와 관련된 여러 가지 환경 문제들 중에서 중금속에 의한 매립지 부지 내 토양 혹은 부지 주변의 토양 오염이 큰 비중을 차지하고 있으며 (Luo et al., 2003; Rawat et al., 2008), 이와 같이 중금속에 오염된 토양을 복원하기 위한 연구가 다양하게 이루어져 왔다. 다양한 복원 방법

중에서도 식물을 이용한 생물학적 복원 방법은 저비용에 친환경적이라는 장점 때문에 대중들로부터 관심을 받고 있는 기술이다 (Nagendran et al., 2006).

식물을 이용한 오염 토양의 복원 방법은 고농도의 오염물질에 대한 식물종의 저항성과 축적 능력을 활용하는 방법으로 다양한 세부 기술로 나뉜다 (Raskin et al., 1997). 그 중에서 중요하게 다루어지고 있는 기술이 식물을 이용하여 토양 내 오염물질을 안정화 시켜 오염물질의 확산 방지를 꾀하는 phytostabilization과 토양으로부터 식물체에 축적되는 오염물질을 수확과 함께 제거하여 토양 중 중금속의 농도를 저감시키는 phytoextraction이다.

Phytostabilization이나 phytoextraction 모두 우리나라와 같이 월동기가 있는 기후에서는 월동기 이전에 식물체를 수확해야 하며, 이에 따라 중금속을 축적하고 있는 수확한 식물체의 사후 처리 문제가 발생한다. 따라

접수 : 2010. 7. 19 수리 : 2010. 10. 1

*연락처 : Phone: +8232903474

E-mail: kimkr419@korea.ac.kr

서 바이오에너지 생산을 위한 바이오메스 확보의 중요성이 대두되고 있는 점을 감안할 때, 오염 토양에서 복원을 위해 재배한 식물체는 바이오메스 자원으로써 바이오에너지 생산에 이용될 수 있을 것이다. 이와 같이 오염 토양 복원과 바이오메스 생산을 연계하는 기술의 성공을 위해서는 복원에 이용된 식물종의 좋은 생장이 필수적이다. 그러나 중금속으로 오염된 토양, 혹은 본 연구의 대상으로 하고 있는, 매립지 토양의 대부분은 식물 영양원소의 함량 및 물리적/화학적 특성이 식물 생장에 부적합하다 (Kim and Gary, 2010). 따라서 비료 성분 및 토양개량제 투입으로 식물 생육에 필요한 환경으로의 개선이 필요하다. 이 때 농경지에 투입되는 각종 화학비료 및 토양개량제를 사용하기 보다는, 제시하고 있는 기술이 친환경적인 기술임을 감안 할 때, biosolid와 같은 환경부산물을 활용하는 방안을 모색해볼수하다.

Biosolid는 우리나라에서는 흔히 하수슬러지라는 이름으로 알려진 바와 같이 하수처리장 등에서 생산되는 환경부산물로서 폐기물로 여겨져 왔다. 그러나, 유기물 함량이 높고 각종 영양성분을 함유하고 있는 특징 때문에 농업 목적으로 활용하고자 하는 방안이 적극적으로 모색되어 왔고 (Lagae et al., 2009), 현재 많은 나라에서 실제로 농경지에 활용하고 있다 (Chang et al., 2002; USEPA, 2007). 이와 같이 환경부산물 재활용을 목적으로 biosolid를 적극 활용하고 있음에도 불구하고, biosolid는 다양한 중금속이 잔류하며 병원성 미생물이 존재할 수 있기 때문에 농경지에 대한 지속적인 사용으로 환경적 문제를 야기할 수 있다 (Page and Chang, 1994). 호주의 경우 하수처리시설의 biosolid를 생산하는 공정에서 병원성 미생물을 제거하기 위한 고압가열 공정을 포함시키기도 한다 (SA water, 2008). 병원성 미생물과는 달리 중금속은 무기물 특성상 제거하기가 쉽지 않아, biosolid를 투입하는 농경지로 유입되어 토양에 축적될 수 있기 때문에, 먹거리 농산물을 생산하는 농경지 외에 바이오메스 식물 재배와 같은 대체 이용이 적극 모색되어야 할 필요가 있다. 또한 biosolid를 통해서 유입된 중금속을 phytoextraction 기술로 제거하여 지속적으로 biosolid를 투입할 수 있는 가능성 검토도 필요하다.

본 연구는 이와 같은 일련의 환경기술 적용 가능성을 시험해 보고자 매립지 토양에 biosolid를 처리하여 세 가

지 식물종 (*Brassica juncea*, *Helianthus giganteus*, L., *Arundo donax*, L.)을 기르며 각 식물종의 바이오메스 생산 능력과 biosolid를 통해서 토양에 들어온 중금속 (Cu, Zn)의 식물체를 통한 제거 능력을 시험해 보고자 실시하였다.

재료 및 방법

공시 토양 및 biosolid 본 재배 실험에 이용된 토양은 Coleman Road Landfill (호주)이라는 매립지의 덮개 토양에서 채취하였다. 본 매립지는 1997년 이용이 중단 될 때 사후 처리를 위해서 점토성 토양을 외부에서 유입하여 약 1 m 가량의 두께로 복토를 하였다. 토양의 물리/화학적 특성은 Table 1에 나타내었다. 토양 개량제로 이용된 biosolid는 남호주 애들레이드 근처에 위치한 Bolivar 하수처리시설 (SA water)에서 채취한 것으로 고압가열과 약 2개월여의 야외 건조 과정을 거친 biosolid였다. Biosolid의 화학적 특성을 Table 1에 나타내었다.

공시 작물 중금속 축적 능력을 가진 식물을 대표하기 위해서 청갯 (Indian mustard, *Brassica juncea*)을, 근권부 중금속 안정화 및 바이오메스 생산량이 많은 식물을 대표하기 위해서 자이언트 해바라기 (giant sunflower, *Helianthus giganteus*, L)를, 그리고 바이오메스 작물로 이용되고 있는 자이언트 캐인 (giant cane, *Arundo donax*, L)을 선발하여 이용하였다.

처리 및 작물재배 일반적으로 농경지에 이용되는 biosolid의 비율 (25 ton ha⁻¹)을 고려하여 공시토양에 biosolid를 20 g kg⁻¹과 40 g kg⁻¹, 두 수준으로 처리하고, biosolid를 처리하지 않은 컨트롤 토양과 함께 작물 재배에 이용하였다. Biosolid의 처리는 공시토양 (< 4 mm)과 biosolid의 건조량을 기준으로 하였다. 작물 재배를 위한 포트의 충진은 현장의 조건을 반영하기 위해서 표토 10 cm만 biosolid를 처리한 토양을 이용하였고 심토의 경우는 biosolid를 처리하지 않은 현장토양을 그대로 이용하였다 (Fig. 1). 이는 현재 처리하고 있는 biosolid의 처리 비율 계산 시 10 cm의 토층을 적용하였고, 또

Table 1. The physicochemical properties of soil and biosolid.

	pH	EC	Sand	Silt	Clay	OM	DOC	Cu	Zn
	1:5	mS cm ⁻¹	----- % -----			-----	-----	mg kg ⁻¹	-----
Biosolid	6.5	10.6	-	-	-	32.4	1929	453	453
Landfill soil	8.7	0.5	25	10	65	1.0	80	25	30

EC=electric conductivity, OM=organic matter, DOC=dissolved organic carbon.

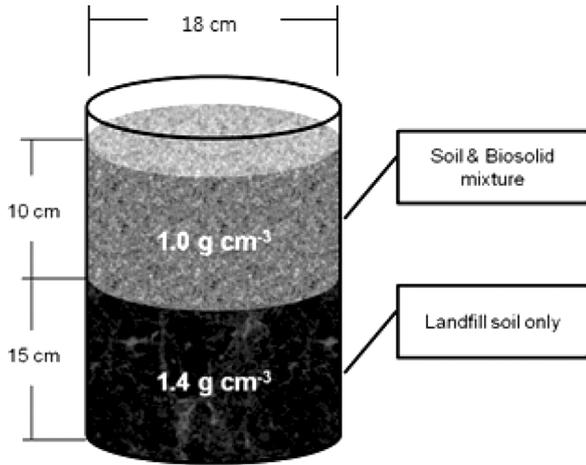


Fig. 1. Pictorial diagram of the experiment setup.

한 biosolid를 처리한 후 경운 할 때 biosolid가 섞이는 깊이를 10 cm로 감안한 것이다. 심토는 토양을 채취한 현장의 가밀도인 1.4 g cm^{-3} 로 다져 넣었고, 표토는 경운한 후의 가밀도를 감안하여 1.0 g cm^{-3} 가 되도록 충진하였다. 준비된 포트는 토양 수분 함량을 포장용수량 수준 ($\approx 40\%$)으로 유지하면서 일주일간 유리온실 내에서 안정화 시켰다.

일주일간의 정치 후 각 포트에 청갯은 20개, 해바라기는 6개의 종자를 파종하였고, 자이언트 케인의 경우는 균일한 크기의 근경 (약 10 cm)을 표토에 심었다. 청갯과 해바라기는 종자 발아 후 각 포트 당 개체 수가 각각 10개, 2개가 되도록 솎아 내었다. 이 후 모든 식물체는 10주간 유리온실 내에서 토양 수분을 포장용수량 수준으로 유지하면서 재배되었다. 모든 처리 농도와 작물 종류 별로 실험은 3반복으로 이루어졌다.

10 주간의 식물 재배 후 각 식물의 지상부를 수확하여 65°C 오븐에서 건조하고 분쇄하여 분석용 시료로 이용하였다. 지하부는 토양을 털어내고 실험용 세정제 (Decon 90)를 이용하여 세척 후 증류수로 3회 행군 후 건조, 분쇄하여 역시 분석용 시료로 이용하였다. 포트 내 토양은 biosolid를 처리한 표토와 매립지 토양만을 이용한 심토를 따로 채취하여 풍건 후 체로 쳐서 ($< 2 \text{ mm}$) 분석용 시료로 이용하였다.

시료의 분석 토양의 pH와 EC는 토양과 증류수를 1:5의 비율로 한 시간 교반 후 pH-EC 측정기 (smart CHEM-LAB, TPS)로 측정하였다. 토양 유기물의 함량은 Walkely-Black법 (Nelson and Sommers, 1996)으로, 점토 함량은 마이크로펫법 (Miller and Miller, 1987)으로 분석하였다. 토양 중 음이온의 함량과 용존 유기탄소 (DOC) 함량은 토양 5 g을 25 mL의 증류수로 2시간 진탕 후 침출하여 음이온은 이온크로마토그래피

(ISC-2000, Dionex)로 용존유기탄소 함량은 TOC 분석기 (Model 1010, O.I. Analytical)로 각각 측정하였다. 토양 중 중금속의 총 함량 측정을 위해서 각 토양 시료 0.5 g에 10 mL의 왕수를 넣고 마이크로웨이브 분해기 (MARS5, CEM)로 분해하였고, 분해 용액을 $0.45 \mu\text{m}$ 필터 (Millex™, Millipore)로 거른 후 용액 중 중금속의 함량을 ICP-MS로 측정하였다. 토양 분해를 위한 각각의 분해 세트에는 표준시료 (Montana Soil SRM2711, National Institute of Standards & Technology)와 공시료를 포함시켜 분해가 적절히 완료되었는지를 검토하였다. 토양에 biosolid 처리에 따른 토양의 미생물 활성도를 측정하기 위해서 탈수소효소 (dehydrogenase)의 활성도를 TTC법을 이용하여 측정하였다 (Ghaly and Mahmoud, 2006). 이 방법에서 미생물의 탈수소효소 활성도는 단위시간당 TTC (2,3,5-Triphenyltetrazolium chloride)가 TPF (1,3,5-Triphenyltetrazolium formazan)로 바뀐 양으로 측정한다. 식물체 중 중금속 함량은 0.5 g의 식물체 시료에 HNO_3 5 mL를 넣고 분해기 (AIM 500, A.I.Scientific, Australia)로 분해 한 후 여과하여 여액 중 중금속 농도를 ICP-MS로 측정하였다.

데이터 분석 실험 결과는 3반복 시험구의 평균값과 표준편차를 이용하여 그래프 등으로 나타내었고 처리별 유의성 분석은 SAS 9.1 프로그램을 이용한 ANOVA 검정으로 실시하였다. 식물체에 의해서 제거된 중금속의 총량 (g)은 식물체 내 중금속의 농도와 각 식물체의 건물중을 이용하여 계산하였다. 그리고 biosolid 처리를 통해서 토양에 들어온 중금속에 대한 식물체를 통한 제거율은 총량 기준과 식물유효태 기준으로 각각 계산하였다. 구리와 아연 총합량 대비 식물유효태 함량 비율은 구리에 대해서 1%, 아연에 대해서는 5%를 적용하였다 (DIN, 1995; Kim et al., 2009).

결과 및 고찰

공시 재료의 특성 실험에 이용된 토양은 Table 1에 나타난 바와 같이 유기물 함량이 적고 (1.0%) 점토 함량이 많은 (65%) 알칼리성 토양으로 매립지에서 유출되는 중금속에 의한 영향을 받지 않은 것으로 보였다. Biosolid는 높은 함량의 유기물 (32.4%)을 가지고 있었으며, 구리와 아연의 농도가 모두 453 mg kg^{-1} 으로 다소 높아 이 두 중금속이 biosolid를 통해서 토양으로 유입되어 농축될 가능성이 있는 것으로 판단되었다.

바이오메스 생산량 모든 식물종의 건물중 생산량은 무처리구에 비해서 biosolid를 처리한 시험구에서 크

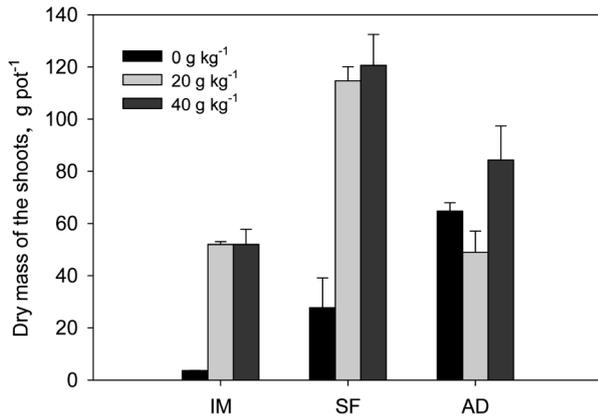


Fig. 2. Biomass production of each plant species (IM: Indian mustard; SF: sunflower; AD: *Arundo donax*).

게 증가하였고, 처리량에 따른 바이오메스 생산량 차이는 통계적으로 차이가 없었다 (Fig. 2). 다만 biosolid 20 g kg⁻¹을 처리한 토양에서 캐인의 생산량이 무처리구보다 다소 적게 나타났으나, 이는 식재한 근경에서 발생한 새순의 개수가 다른 처리구에서 보다 작았기 때문이다. Biosolid 처리량 증가에 따른 추가적인 건물중 생산량 증가가 없는 것으로 보아, biosolid를 통한 유해중금속 유입을 최소화하기 위해서 25 ton ha⁻¹ 수준의 처리가 적절할 것으로 판단되었다.

Biosolid 처리에 의해서 증가한 건물중 생산량은 biosolid에서 유래한 영양성분과 유기물 첨가로 통기성 등 토양의 물리적 특성 향상에 의한 것으로 판단되었다. 실제로 biosolid 40 g kg⁻¹을 처리한 시험구 토양의 NO₃⁻는 12 mg kg⁻¹에서 14.1 g kg⁻¹으로 증가하였다. 또한 토양질 평가를 위해서 분석한 미생물 활성도에서도 biosolid 처리와 처리량 증가에 따라 탈수소효소의 활성도가 유의하게 증가하여 미생물 및 식물체 생장을 위한 토양환경이 개선되었음을 보여주었다 (Fig. 3).

식물 종류별로는 해바라기의 건물중 생산량이 포트 당 126.6 g으로 가장 높았고 캐인 (84.3 g)과 청갯이 뒤를 이었다. 본 연구에서 확보된 건물중 생산량을 ha 당 생산량으로 환산할 때 (현장에서 식물 재배에 필요한 식물체간 공간을 감안해서 각 포트 면적의 두 배를 기준으로 계산함) 청갯, 해바라기, 캐인이 각각 8.3, 19.2, 13.4 ton ha⁻¹로 나타났다. 이 중 캐인은 속성의 다년생 식물로 건물중 생산량이 높아 바이오메스 생산을 목적으로 활용되고 있는 식물종으로 (Williams et al., 2008) 본 실험에서 나타난 건물중 생산량은 기존 문헌에 보고되어 있는 생산량 (30 ton ha⁻¹)보다 매우 낮은 수준이었다 (Christou et al., 2001). 이는 짧은 재배 기간과 제한된 부피의 포트 사용으로 식물체 크기에 비해서 적은 뿌리 공간 때문인 것으로 생각되었다. 실제로 동일한

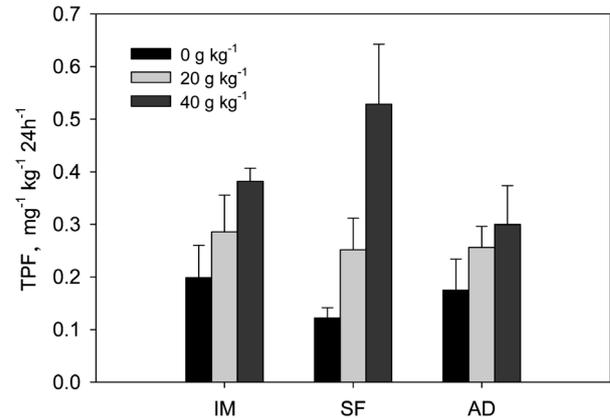


Fig. 3. Dehydrogenase activity in the soils following plant cultivation in association with biosolid incorporation. (TPF, triphenyltetrazolium formazan; IM, Indian mustard; SF, sunflower; AD, *Arundo donax*).

조건에서 표토의 깊이를 20 cm로 하여 재배 실험을 한 결과에서는 캐인의 건물중 생산량이 20.5 ton ha⁻¹로 나타났다. 본 연구에서 나타난 해바라기의 건물중 생산량은 사료용으로 재배되는 수수 (forage sorghum)의 생산량 15 ton ha⁻¹보다 높게 나타났으며 (Biswas et al., 2002), 재배 기간과 재배 조건을 감안할 때 캐인의 생산량과 견줄 수준인 것으로 판단되었다. 이는 해바라기 역시 바이오메스 생산에 이용될 수 있는 식물 종임을 의미한다. 게다가 해바라기의 씨는 바이오연료 (bio-fuel) 생산에 이용될 수 있는 장점이 있다 (NSL, 2010).

식물체 중금속 축적 농도와 중금속 제거 공시 식물체 중 구리의 축적 농도는 biosolid 처리 및 처리 수준과 연관이 없었다. 각 식물 종류별 축적 농도도 biosolid를 처리한 시험구에서 해바라기와 캐인이 청갯보다 다소 높은 경향은 있었으나 유의적 차이는 없었다 (Fig. 4). 다만 청갯에서 biosolid를 처리하지 않은 토양에서 특이적으로 높은 농도로 축적된 결과를 보였다. 실제로 무처리 토양의 구리 농도는 25 mg kg⁻¹이었고 biosolid 처리에 따라 토양 중 구리의 농도는 20 g kg⁻¹ 처리구에서 37 mg kg⁻¹, 그리고 40 g kg⁻¹ 처리구에서는 59 mg kg⁻¹로 분석되었다. 그럼에도 불구하고 처리량에 따른 각 작물의 축적 농도에 변화가 없는 것은 구리의 화학적 특성 때문인 것으로 판단되었다. 식물의 중금속 농도 흡수 정도는 토양 중 중금속의 총 함량보다는 유효태 중금속의 함량에 의한 영향을 받는데 (Kim et al., 2010a), 구리는 본 연구에 이용된 토양과 같이 알칼리 토양에서 유기성 교질과 결합하여 식물유효태 농도가 감소하는 특징을 가지고 있다 (Kim et al., 2010b). 즉, biosolid를 통한 유입으로 토양 중 구리의 총 함량이 증가는 하였지만, biosolid가 함유하고 있는 많은 유기성 교

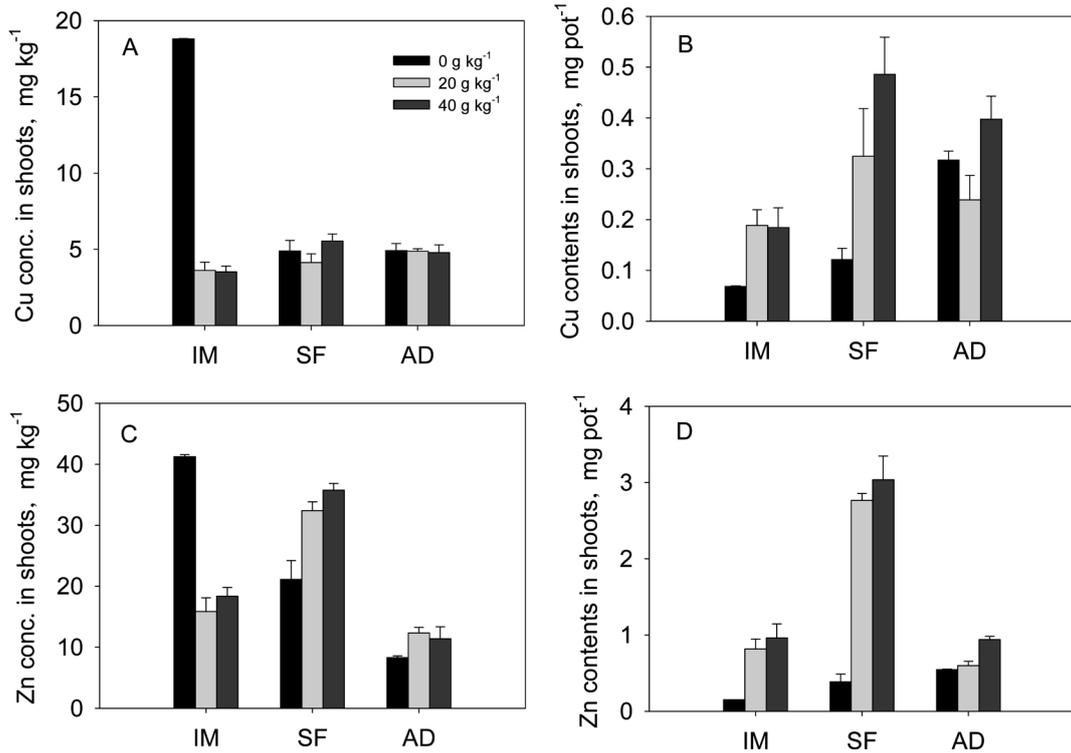


Fig. 4. Metal concentrations accumulated in aboveground tissue (A and C) and total metal amount taken up by plants from each pot (B and D) (IM: Indian mustard; SF: sunflower; AD: *Arundo donax*).

질에 의해서 식물유효태 구리의 증가가 억제 된 것으로 판단되었다. 무처리구에서 나타난 높은 축적 농도는 Fig. 2에서 보여 준 바와 같이 청갯의 생장 장애로 적은 생체량의 식물체에 축적된 중금속이 상대적으로 높은 농도로 나타난 것으로 보인다. 또한 생장 장애로 말미암은 뿌리 세포막 등의 피해로 수동적 흡수가 이루어진 결과일 수도 있다.

구리와 달리 아연의 경우 biosolid 처리에 따라서 해바라기와 캐인의 아연 축적 농도가 무처리구보다 높게 나타났다. 토양 중 아연의 농도는 무처리구에서 30 mg kg⁻¹, biosolid 20 g kg⁻¹ 처리구와 40 g kg⁻¹ 처리구에서 각각 40 mg kg⁻¹, 61 mg kg⁻¹로 분석되었다. 아연의 식물유효도는 구리와 달리 토양중 유기성 교질에 의한 영향 보다는 토양 pH에 의한 영향을 많이 받는다 (Kim et al., 2009). 무처리구에서 자란 청갯의 아연 축적 농도는 구리에서와 마찬가지로 특이적으로 높은 농도를 보였다.

식물체 중 축적 농도와는 달리 중금속의 총 흡수량 (g)을 비교해 보았을 때 구리와 아연 모두 biosolid 처리구에서 무처리구에 비해서 유의한 수준으로 증가하였다 ($p < 0.05$) (Fig. 4). 이는 biosolid 처리에 따른 건물중 생산량의 증가에 의한 것으로 체내 축적 농도보다 오히려 건물중 생산량의 증가가 중금속 제거 능력에 더 크게 기여함을 보여주는 결과이다. Biosolid를 통해서 토양

으로 유입된 구리와 아연의 총량과 식물유효태 함량 대비 재배된 식물체를 통해서 제거되는 구리와 아연의 제거율을 계산해 본 결과 Table 2와 같이 나타났다. 각 처리구의 토양에 biosolid를 통해서 들어오는 구리와 아연의 양은 biosolid 20 g kg⁻¹ 처리구에서 34 mg, 40 g kg⁻¹ 처리구에서 67 mg이며 이 중 식물체를 통해서 제거되는 양은 구리의 경우 해바라기를 통해서 1%, 아연의 경우도 역시 해바라기를 통해서 최대 8.3% 제거되었다. 그러나 이는 중금속의 총 함량을 기준으로 계산한 결과이고, 이를 식물유효태 중금속 함량 기준으로 계산 한다면 투입된 식물유효태 구리의 95%, 아연의 165%가 해바라기에 의해서 제거 되는 것이다. 식물유효태 구리와 아연의 높은 제거율은 토양에 biosolid를 지속적으로 사용하더라도 중금속이 토양에 축적되어 주변 환경으로 유출될 가능성이 낮음을 시사한다. 게다가, 식재한 식물 중에서 뿌리에 축적되는 중금속의 농도도 다른 두 종의 식물에 비해서 해바라기에서 월등히 높게 나타나고 있었으며 (Fig. 5), biosolid를 통해서 유입되는 중금속의 양과 비례적으로 증가하였다. 이와 같은 결과는 해바라기를 통해서 중금속 흡수제거 효과 이외에도 근권부에 중금속을 안정화 시킬 수 있는 장점이 있다는 것을 의미한다. 실제로 Biosolids에서 유래된 중금속들이 토양으로 침투하여 지하수를 오염 시킬 수 있다는 점은 biosolids 활용에 있어서 우려가 되는 부분이다. 본 연구에서는 biosolid의 단기 처리로 인한 구리와

Table 2. Metal removal rate by the plants based on both the total amount of metal loaded through biosolid treatment and the phytoavailable fraction of heavy metals.

Biosolid treatment	Total metal removal rate					Phytoavailable metal removal rate				
	Total metal load through biosolid		IM	SF	AD	Phytoavailable metal load through biosolid		IM	SF	AD
g kg ⁻¹	Cu	mg pot ⁻¹	----- % -----			mg pot ⁻¹	----- % -----			
20		34	0.6	1.0	1.0	0.34 [†]	57	95	95	
40		67	0.3	0.7	0.6	0.67	27	73	60	
	Zn									
20		34	2.4	8.3	1.8	1.7 [‡]	49	165	36	
40		67	1.4	4.5	1.4	3.7	29	91	28	

[†] The phytoavailable fraction of Cu was assumed at 1% of the total amount.

[‡] The phytoavailable fraction of Zn was assumed at 5% of the total amount.

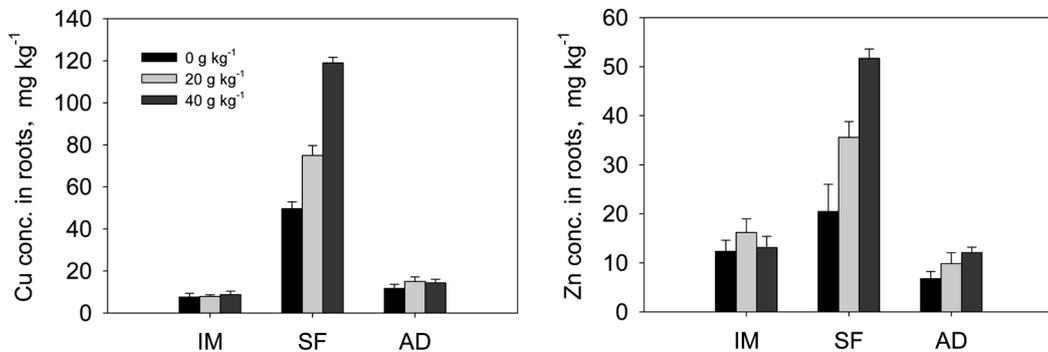


Fig. 5. Cu and Zn concentrations in plant roots (IM: Indian mustard; SF: sunflower; AD: *Arundo donax*).

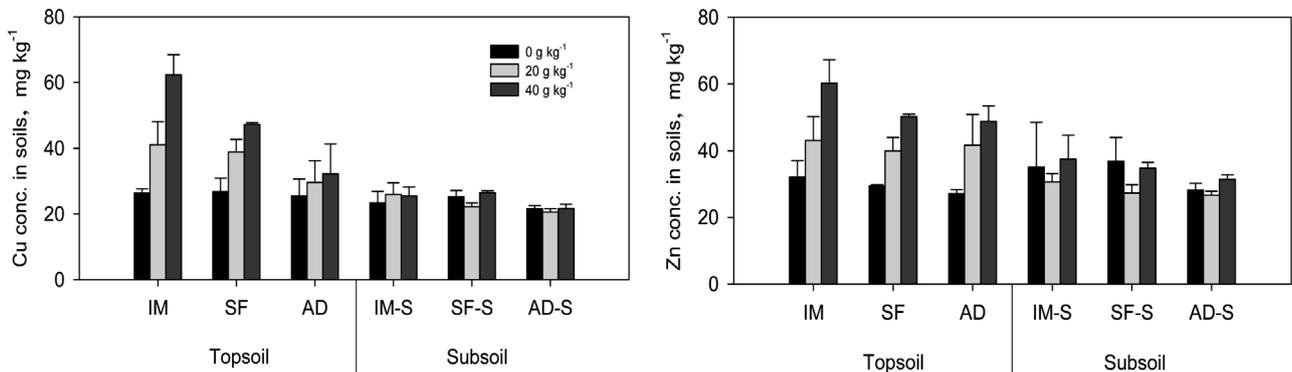


Fig. 6. Metal concentrations in topsoil and subsoil after plant harvest (IM: Indian mustard; SF: sunflower; AD: *Arundo donax*).

아연의 심토 유입은 일어나지 않았다 (Fig. 6). 이는 식물유효태 중금속의 함량과 중금속 이동성과의 깊은 상관관계가 있음을 고려해 볼 때, 위에서 언급했듯이 식물유효태 중금속의 농도 감소와, 뿌리에 의한 근권부 중금속 안정화, 여기에 더해 매립지 덮개 토양의 특징을 모사하고자 견고하게 다져 넣은 심토의 낮은 투수성 때문인 것으로 판단된다. 하지만, 본 연구 결과는 biosolid를 단기 처리한 시험 결과이므로, 장기 연용에 의한 중금속의 토양

내 축적 및 환경 유출 가능성에 관한 추가적인 연구가 이루어져야 할 것이다.

결론

매립지 토양과 같이 환경적 오염 문제를 앓고 있는 많은 부지들은 그 활용이 제한되어 왔다. 그러나 이런 오염

토양 부지에 식물을 이용한 복원 기술과 바이오메스 생산 시스템 및 폐기물로 여겨지는 biosolid의 생산적 활용을 연계하여 적용한다면 여러 면에서 긍정적인 활용 방안이 될 것이다. 본 실험 결과, biosolid는 식물 생산량 증대에 매우 가치 있는 자원으로 활용될 수 있을 것으로 판단되었으며, biosolid의 단기 사용에 의한 중금속 확산 문제는 없는 것으로 보인다. 또한 해바라기는 중금속으로 오염된 토양의 복원 및 바이오메스 생산 측면 모두를 고려할 때 주목받을 수 있는 식물종으로 판단되었다.

인용 문헌

- Biswas, T.K., N.S. Jayawardane, J. Blackwell, and D. Tull. 2002. A land filter system-turning Griffith's sewage into an asset. In: Proc. ANCID Griffith 2002 Conference. Berrigan, NSW 2712.
- Chang, A.C., G. Pan, A.L. Page, and T. Asano. 2002. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture. World Health Organization.
- Christou, M., M. Markidis, and E. Alexopoulou. 2001. Research into the effect of irrigation and nitrogen upon the growth and yields of *Arundo donax* L. *Aspects Applied Biology* 65:47-55.
- DIN (Deutsches Institut für Normung). 1995. Soil quality extraction of trace elements with ammonium nitrate solution. DIN 19730. Beuth Verlag, Berlin, Germany.
- Ghaly, A.E. and N.S. Mahmoud. 2006. Optimum conditions for measuring dehydrogenase activity of *Aspergillus niger* using TTC. *Am. J. Biochem. Biotech.* 2(4):186-194.
- Harbottle, M.J., A. Al-Tabbaa, and C.W. Evans, 2007. A comparison of the technical sustainability of in situ stabilisation/solidification with disposal to landfill, *J. Hazard. Mater.* 141:430-440.
- Kim K.R. and G. Owens. 2010. Potential for enhanced phytoremediation of landfills using biosolids - A review. *J. Environ. Manage.* 91:791-797.
- Kim K.R., G. Owens, and R. Naidu. 2009. Heavy metal distribution, bioaccessibility and phytoavailability in long-term contaminated soils from Lake Macquarie, Australia. *Aust. J. Soil Research* 47:166-176.
- Kim, K.R., G. Owens, and R. Naidu. 2010a. Influence of root induced chemical changes on metal chemistry in the rhizosphere and consequent metal uptake by plants. *Pedosphere* 20:494-504.
- Kim, K.R., G. Owens, and S.I. Kwon. 2010b. Influence of Indian Mustard (*Brassica juncea*) on rhizosphere soil solution chemistry in long-term contaminated soils: a rhizobox study. *J. Environ. Sci.* 22:98-105.
- Lagae, H.J., M. Langemeier, D. Lybecker, and K. Barbarickl. 2009. Economic value of biosolids in a semiarid agro-ecosystem, *Agronomy J.* 101:933-939.
- Luo, Z.J., J.Y. Zhao, and M.G. Jin. 2003. Study on heavy metal to environmental pollution from an old landfill in Wuhan, Hubei Province. *Dizhi Keji Qingbao/Geological Sci. Tech. Info.* 22:87-92.
- Miller, W.P. and M. Miller. 1987. A micro pipette method for soil mechanical analysis. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 18:1-15.
- Nagendran, R., A. Selvam, K. Joseph, and C. Chiemchaisri. 2006. Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dump sites: A brief review, *Waste Manage.* 26:1357-1369.
- Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. p. 961-1110. In A.L. Page et al. (ed.). *Methods of soil analysis, part 2. Chemical analysis.* (2nd ed.). Soil Science Society of America, Madison, WI, USA.
- Page, A.L. and A.C. Chang. 1994. Overview of the past 25 years: Technical perspective. p. 3-14. In C.E. Clapp et al. (ed.). *Sewage sludge: Land utilization and the environment.* Soil Science Society of America Miscellaneous Publication, Madison, WI, USA.
- Raskin, I., R.D. Smith, and E.D. Salt. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion Biotechnol.* 8:221-226.
- Rawat, M., U.K. Singh, A.K. Mishra, and V. Subramanian. 2008. Methane emission and heavy metals quantification from selected landfill areas in India. *Environ. Monit. Assess.* 137:67-74.
- SA Water, Annual Report for the year ended 30 June 2008 Incorporating our Sustainability Report.
- USEPA, 2007. Biosolids-Frequently asked questions.
- Williams, C.M.J., T.K. Biswas, I. Black, and S. Heading. 2008. Pathways to prosperity: Second generation biomass crops for bio-fuels using saline lands and wastewater. *Agri. Sci.* 21:28-34.