한국환경농학회지 제25권 제1호 (2006)
Korean Journal of Environmental Agriculture Vol. 25, No. 1, pp. 47-57

연구보문

폐광산 주변의 목본 식생 현황 및 오염 토양에 대한 목본 종자의 발아 특성

서경원 · 손요환* · 김래현 · 구진우 · 노남진 · 경지현 · 김정규

고려대학교 환경생태공학부

(2006년 2월 20일 접수, 2006년 3월 24일 수리)

Vegetation Distribution Near Abandoned Metalliferous Mines and Seed Germination Properties of Woody Plants by the Contaminated Soils

Kyung-Won Seo, Yowhan Son*, Rae-Hyun Kim, Jin-Woo Koo, Nam-Jin Noh, Ji-Hyun Kyung, and Jeong-Gyu Kim
(Division of Environmental Science and Ecological Engineering, Korea University, Seoul 136-701, Korea)

ABSTRACT: This study was carried out to select the Eco-tree for successful phytoremediation of abandoned metalliferous mines. We examined vegetation and heavy metal concentrations of woody plants in abandoned mining areas, and also conducted seed germination and seedling growth experiments on contaminated soils from Gahak and Geumjeong mines. *Pinus densiflora*, *Robinia pseudoacacia*, *Lespedeza bicolor* and *Alnus japonica* showed high frequency in the survey areas and had high heavy metal concentrations compared to other species. Heavy metal concentrations were higher in roots than in leaves and stems. The seed germination rate was in the order of *P. densiflora*, *L. bicolor*, *R. pseudoacacia*, and *Alnus japonica* from the incubator and greenhouse experiments. In the incubator experiment, germination rate was highest in the control soil for *P. densiflora* and *A. japonica*. Germination rate of *P. densiflora* was highest on the 100% contaminated soil for Gahak mine while germination rate decreased with increased percentage of contaminated soil for Geumjeong mine. In the greenhouse experiment, germination rate was lowest on the 40% contaminated soil for Gahak mine while germination rate was lowest on the 20% contaminated soil for Geumjeong mine and increased with increased percentage of contaminated soil. Shoot growth was highest for *L. bicolor* while root growth was highest for *R. pseudoacacia* except for 20% contaminated soil in Geumjeong mine.

Key Words: heavy metal, abandoned metalliferous mines, seed germination, seedling growth, woody plant

서 론

현재 전국적으로 채굴을 완료하고 광업권이 소멸되거나 휴지되어 존재하는 휴폐광산의 수는 최소한 1,000여 개가 넘을 것으로 추정되고 있으며[1], 이들 중 상당수는 오염방지나 처리시설이 갖추어지지 않은 채 주변의 광미, 광재 및 갱도가 그대로 노출된 상태에 있는 것으로 알려지고 있다[2]. 이로부터 발생되는 다양한 형태의 유해 중금속들은 물-대기-토양 환경계의 이동매체를 통하여 주변 농경지뿐만 아니라 하천과 지하수를 중금속으로 오염시키는 원인이 될 수 있다[3-7].

식물을 이용한 오염토양의 정화는 정화목표에 도달하기까지 많은 시간이 소요되고 오염의 정도가 심각한 지점에서는 적용에 한계가 있다는 등의 이유로 토양정화방법으로 광범위하게 사용되고 있지는 않지만 자연정화기법보다 빠르고, 물리·화학적인 방법과 비교하여 2차오염이 없으며, 비용이 저렴하고 환경친화적인 기술이라는 점에서 관심이 높아지고 있다[8-12]. 특히 식물을 이용한 정화방법은 광산지와 농경지 같은 비교적 넓은 부지를 대상으로 토양을 개량하고 오염토양을 장기적으로 무독화 할 수 있는 청정기술로서 가장 적합한 것으로 알려져 있다[13].

휴폐광산 지역을 대상으로 하는 기존의 국내 연구로 내성종 탐색, 식물체 내 중금속 함량 조사 등이 보고 되고 있으나[14-19], 대부분 목본에 비해 생체량이 적은 초본을 대상으로 했다는 점에서 정화효율에 한계를 가지고 있다. 생체량이 크고 생장이 빠르기 때문에 초본에 비하여 장기적이며 효과적인 토양정화를 기대할 수 있는[20-22] 목본식물에 대한 연구는 아직까지 매우 미흡한 실정이다.

따라서 본 연구는 목본 식물을 이용하여 중금속을 식물체 내에 안정한 상태로 고정, 흡착시켜 생물 유효도를 감소시키

*연락저자:
Tel: +82-2-3290-3015 Fax: +82-2-928-0842
E-mail: yson@korea.ac.kr

고, 물질순환속도 저감을 위한 기술 개발을 목적으로 수행되었다. 이를 위하여 먼저 주요 폐광산 지역을 대상으로 식생 분포 현황을 파악하고, 광산 주위에 주로 서식하는 목본식물의 중금속 농도를 분석하였으며, 현지 오염토양을 이용하여 주요 목본식물의 종자 발아 특성을 파악하였다.

재료 및 방법

식생 현황 조사

2004년 7월 기존의 국내 휴폐광산 지역 조사결과[2,23]를 토대로 중금속 오염의 심각성이 예상되는 전국의 주요 폐광산 9개소(거도, 군북, 금정, 달성, 물금, 일광, 제일, 제2연화, 함안)를 대상으로 광산 주변의 식생 현황을 조사하였다. 조사된 광산의 개요와 토양 중금속의 농도는 Table 1과 같다.

시료 채취 및 분석

폐광된 광산 주변에 분포하는 우점도가 높은 수종을 선별하여 시료를 채취하였다. 채취한 시료는 아이스박스에 넣어 실험실로 운반하고 잎, 줄기, 뿌리 등으로 분리한 후 뿌리는 흐르는 물에 씻어 흙을 제거하였다. 분리된 부위별 시료를 65℃의 건조기에 48시간 항량이 될 때까지 건조시켜 분쇄기로 분쇄하였다. 조제된 시료는 0.5 g을 취하여 황산(H_2SO_4)과 과산화수소(H_2O_2)를 이용하여 Block digester(BD-46, Lachat Instruments, WI, USA)로 습식 분해하였다. 분해액으로 As, Cd, Cu, Pb, Zn 등의 중금속 농도를 AAS(Atomic Absorption Spectrophotometer, Analab 9100A, SUN-IL Co.)로 측정하였다[24].

공시 토양 및 목본 식물

발아 실험을 위한 토양시료는 토양 내 중금속 함유량이 토양환경기준[25]을 초과하고 있는 경기도 광명시 가학동의 가학광산(시흥광산)과 경북 봉화군 춘양면의 금정광산 광미 주변 토양 그리고 일반 산토양 등 세 가지로 하였다. 채취한 모든 토양시료는 실험실로 운반하여 풍건한 후 2 mm 체에 통과시킨 다음, 광산별 토양과 산림 토양을 일정한 비율(100, 80, 60, 40, 20, 0% w/w)로 혼합하여 온실실험과 실내실험에 사용하였다. 종자는 폐광산 식생 현황 조사 결과에서 선별된 소나무(*Pinus densiflora*), 싸리(*Lespedeza bicolor*), 아까시나무(*Robinia pseudoacacia*), 오리나무(*Alnus japonica*) 등 4개의 목본식물로 국립산림과학원 산림유전자원부에서 제공한 건전한 것을 사용하였다.

토양 분석

토양의 이화학성은 토양화학분석법[24]에 따라 분석하였으며 (Table 2), 가용성 중금속 함량은 토양오염공정시험법[25]에 준하여 토양 10 g을 100 mL 삼각플라스크에 취하여 0.1N-HCl(As의 경우 1N-HCl) 50 mL를 가한 다음 30℃에서 1시간(As의 경우 30분) 진탕한 후 Toyo No. 5B 여과지로 여과하여 분석용 시료로 사용하였다. As, Cd, Cu, Pb, Zn 등의 중금속 농도를 AAS(Atomic Absorption Spectrophotometer, Analab 9100A, SUN-IL Co.)로 측정하였다. 토양의 중금속 농도를 Ross[26]가 제시한 정상 범위 및 Kabata-Pendias and Pendias[27]가 제시한 독성 범위와 비교하면 Cd, Cu, Pb, Zn 등의 경우 가학광산 토양은 독성 범위를 훨씬 초과하였고, 금정광산 토양은 정상 범위 내에 있었다. 또한 우리나라

Table 1. The study abandoned metalliferous mines. (heavy metal concentration data from Kim *et al.*[36])

Mine	Element	Location	Abandoned year	Cd	Cu	Zn	As
				(mg/kg)			
Geodo	Ag, Cu, Fe	Gangwon Taebaek	Unknown	0.2	209.9	8.4	1.0
Gunbuk	Ag, Au, Cu	Gyungnam Haman	1977	0.3	45.5	6.7	34.1
Geumjeong	Ag, Au	Gyungbuk Bonghwa	1988	2.8	15.0	183.7	1372.2
Dalseong	W, Mo	Gyungbuk Dalseong	1973	3.4	29.2	8.3	67.5
Mulgeum	Ag, Au, Cu, Fe	Gyungnam Yangsan	1992	0.2	16.5	6.8	2.4
Ilgwang	Ag, Au, Cu	Gyungnam Yangsan	1983	0.5	5.3	10.6	442.4
Jeil	Ag, Au, Cu	Gyungnam Haman	1975	0.1	280.2	4.1	12.1
Yeonhwa 2	Cu, Pb, Zn	Gangwon Samchok	1987	10.0	100.9	1263.5	29.1
Haman	Ag, Au, Cu	Gyungnam Haman	1987	0.1	1.9	21.8	0.2

Table 2. Physical and chemical characteristics of contaminated soils from Gahak and Geumjeong mines.

Mine	pH (1:5)	EC (dS/m)	TKN (%)	OM (%)	P_2O_5 (mg/kg)	Soil texture	CEC ($cmol^+/kg$)	Ex. cations ($cmol^+/kg$)			
								Na	K	Ca	Mg
Gahak	6.26	1.35	0.008	4.159	15.6	SL	6.13	0.07	0.11	0.17	1.03
Geumjeong	6.14	1.28	0.032	2.554	150.9	LS	9.05	0.08	0.08	0.22	0.41

Table 3. Soil heavy metal contentrations (mg/ kg) from literatures and Gahak and Geumjeong mines.

Pollutants	Normal level	Toxic level	Apprehensive standards		Countermeasure standards		Gahak mine	Geumjeong mine
			A[a]	B[b]	A	B		
As	-	-	6	20	15	50	1.01	219.67
Cd	0.01-7	3-8	1.5	12	4	30	33.03	N.D.[c]
Cu	2-100	60-125	50	200	125	500	213.81	3.67
Pb	2-200	100-400	100	400	300	1,000	4,070.71	26.02
Zn	10-300	70-400	300	800	700	2,000	3,832.10	20.00
Source	Ross (1994)	Kabata-Pendias and Pendias (1984)	MOE (2005)				This study	

[a]Rice paddies, farms, orchards, pastures and forest lands.
[b]Fields for factory, road, railroal and miscellaneous areas.
[c]Not deteced.

토양오염 기준[25]에 따르면 가학광산 토양은 Cu가 우려기준을, Cd, Pb, Zn 등이 대책기준을 초과하였으며, 금정광산 토양은 As가 대책기준을 훨씬 초과하는 것으로 나타났다 (Table 3).

발아 실험

2005년 1월 14일 중금속 오염 토양 내 종자 발아 특성을 파악하기 위하여 정온기(incubator)와 온실에서 발아실험을 실시하였다. Incubator에서는 멸균된 petri-dish(ø150 × h25 mm, 148 cm^2 culture area)를 이용하였고, 온실에서는 포트(상부직경 80 mm × 하부직경 60 mm × 높이 80 mm PE pot)를 이용하였다. 매 처리구 마다 토양시료를 채우고 petri-dish와 포트에 각각 30립 및 25립씩의 종자를 일정간격을 두어 파종하였다. Incubator 내 조건은 주간 23℃ 14시간, 야간 15℃ 10시간으로 하였다. 온실은 자연광을 유지하되 온도는 15~25℃를 범위를 넘지 않도록 하였다. 두 실험 모두에서 목본 수종 당 처리별로 3반복하였으며, 수분은 포장용수량의 60~70%를 유지하도록 공급하였다. 파종 후 3일 마다 발아 개체수를 조사하였고, 45일 후 실험을 종료하였다. 온실실험에서 처리별 유묘 생장을 파악하기 위하여 길이 생장은 지상부와 지하부로 나누어 mm 단위까지 측정하였고, 건중량은 수확 후 65℃의 건조기에서 48시간 항량이 될 때까지 건조시켜 0.01 g 단위까지 측정하였다.

통계 분석

폐광산 주변 주요 목본 식물의 부위별 중금속 농도의 차이 그리고 목본 종자의 수종 및 처리별 발아율과 생장의 차이에 대한 유의성은 GLM(general linear model)을 이용하여 검정하였다. 각 자료의 평균값은 Duncan의 다중 검정법으로 비교하였으며, 모든 자료의 통계분석은 SAS[28]를 이용하였다.

결과 및 고찰

광산 주변 식생 개황

거도광산 주변에는 낙엽송, 버드나무, 싸리, 칠쭉 등이 분포하고 있었으며, 수고가 낮은 소나무가 경사면에 군락을 이루고 있었다. 군북광산에는 논과 연결된 길에 식재된 개잎갈나무는 대부분 고사하였고, 일부도 생장이 극히 불량한 상태였으며, 가죽나무, 대추나무, 소나무, 아까시나무, 향나무 등이 자라고 있었다. 금정광산에는 갱구 앞에 구상나무, 단풍나무, 주목 등이 조경 식재되어 있었고, 잣나무를 인공조림한 흔적이 있으나 생장은 불량하였다. 다량의 물이 공급되는 지역에는 버드나무가 자라고 있었으며, 비교적 경사가 급한 사면에 소나무가 분포하고 있었다. 달성광산의 경우, 상부 갱구 주위에 부분적으로 오동나무와 아까시나무가 출현하였고, 갱내수가 흐르는 통로 주위에는 오리나무를 볼 수 있었으며, 족제비싸리가 모여 자라고 있었다. 갱구 앞 비탈사면에 잣나무가 조림되어 있었으나 상태가 불량하고 일부는 고사한 것도 있었다. 물금광산은 갱구 바로 앞에 느릅나무, 아까시나무, 칡 외에는 식생이 거의 없었다. 일광광산에는 갈대를 심어 놓았으나 거의 자라지 못하고 있었다. 반면 많은 면적을 오리나무가 차지하고 있었고 생장상태도 비교적 양호하였다. 제2연화광산의 식생은 병꽃나무, 붉나무, 소나무, 신갈나무, 아까시나무, 오리나무, 졸참나무 등이 주로 분포하고 있었다. 제일광산 주변에는 소나무, 아까시나무, 오리나무 등이 자라고 있었고, 함안광산에서 갱구 주변의 식생은 대부분 소나무이며 폐석더미 위로 자라고 있는 소나무는 잎의 색깔이 연하고 생장이 불량하였다. 칡이 많은 면적을 덮고 있었으며 주변에 붉나무, 생강나무, 싸리, 오동나무, 자귀나무, 조록싸리 등이 분포하고 있었다.

현지 조사 결과, 폐광산 주변에는 식생이 거의 없거나 일부 자연적으로 침입한 식생도 생육이 불량하였으며, 인공으로 식재된 경우에도 수분상태가 양호하지 못하거나, 경사가

급한 곳에서는 수종 선택과 관리 소홀 등의 문제로 그 실효를 거두지 못하고 있다. 그러나, 이런 환경에서도 자연적으로 발아 또는 맹아에 의해 형성되어 생육 상태가 비교적 양호하고 넓은 면적을 차지하고 있는 수종은 소나무, 아까시나무, 싸리, 오리나무 등으로 나타났다. Kim *et al.*[10]과 Park[2]의 연구에서도 휴폐광산 지역의 식생조사 결과, 소나무와 아까시나무의 출현 빈도가 높았으며, 체내 중금속 함량도 높았다고 보고되었다. 또한, 국내 20개소의 휴폐광산을 대상으로 한 Son *et al.*[23]의 연구에서도 목본식물의 경우 소나무, 리기다소나무, 아까시나무, 오리나무, 물오리나무, 갯버들, 은사시나무 등이 분포하고 있었으며, 특히 소나무는 대부분의 광산에서 공통적으로 출현하여 휴폐광산 지역에 쉽게 침입하는 수종으로 보고되었다. 일반적으로 휴폐광산 지역은 토양 양분의 부족, 직사광선의 장기간 노출, 수분의 부족 등으로 환경조건이 매우 열악하며, 침입종자의 정착과 생장에 많은 어려움이 있어 식물 생장의 제한 요인을 극복할 수 있는 콩과식물 등이 대부분을 차지하는 경향이 있는 것으로 알려져 있다[29,30]. 조사된 폐광산 지역에 우점하고 있는 목본식물의 종들을 Table 4에 제시하였다.

식물체 내 중금속 농도

폐광산 주위에 분포하고 있는 목본 식물의 체내 중금속 농도는 광산, 토양의 중금속 종류 및 농도, 수종, 그리고 식물체의 부위에 따라 다른 경향이 나타났다[23](Table 5). 식물체의 부위별로는 대부분 줄기와 잎보다는 뿌리에서 중금속의 농도가 높게 나타났는데, 광산과 수종에 관계없이 뿌리에서의 As와 Cu의 농도는 각각 2.4~237.1, 20.5~369.9 mg/kg의 범위로 높게 나타났다. 거도광산에서 버드나무는 뿌리에서의 Cu 농도가 106.1 mg/kg으로 잎의 6배, 줄기의 3배 정도 높게 나타났다. 소나무는 Pb를 제외한 다른 원소가 뿌리에서

Table 4. Woody species in the study abandoned mine areas.

Mine	Species	Mine	Species
Geodo	*Larix leptolepis*	Ilgwang	*Alnus japonica*
	Lespedeza bicolor		*Lespedeza bicolor*
	Pinus densiflora		*Pinus rigida*
	Rhododendron schlippenbachii		*Populus albaglandulosa*
	Salix koreensis		*Pueraria thunbergiana*
Gunbuk	*Ailanthus altissima*	Jeil	*Alnus japonica*
	Cedrus deodara		*Amorpha fruticosa*
	Juniperus chinensis		*Pueraria thunbergiana*
	Pinus densiflora		*Paulownia coreana*
	Robinia pseudoacacia		*Robinia pseudoacacia*
	Zizyphus jujuba var. *inermis*		
		Yeonhwa 2	*Alnus japonica*
Geumjeong	*Pinus densiflora*		*Pinus densiflora*
	Robinia pseudoacacia		*Quercus mongolica*
	Salix koreensis		*Quercus serrata*
			Rhus chinensis
Dalseong	*Alnus japonica*		*Robinia pseudoacacia*
	Amorpha fruticosa		*Weigela subsessilis*
	Paulownia coreana		
	Pinus densiflora	Haman	*Albizia julibrissin*
	Robinia pseudoacacia		*Lespedeza bicolor*
			Lespedeza maximowiczii
Mulgeum	*Pueraria thunbergiana*		*Paulownia coreana*
	Robinia pseudoacacia		*Pinus densiflora*
	Ulmus davidiana var. *japonica*		*Pueraria thunbergiana*
			Rhus chinensis

Table 5. Heavy metal concentrations (mg/ kg) in plant components in abandoned mine areas. Numbers in parentheses denote the standard error. Significant differences among components at the p=0.05 level are indicated by different letters.

Mine	Species	Parts	As	Cd	Cu	Pb	Zn
Geodo	*Salix koreensis*	Leaf	N.D.[a]	N.D.	17.2(1.8)b	20.0(2.2)a	214.4(82.8)a
		Stem	0.6(0.6)a	N.D.	34.5(6.8)b	20.0(2.2)a	26.4(4.9)a
		Root	2.4(1.1)a	N.D.	106.1(6.0)a	17.7(0.2)a	39.0(4.5)a
	Pinus densiflora	Leaf	1.8(1.4)b	N.D.	21.4(3.3)b	10.9(3.9)a	26.4(4.9)a
		Stem	16.5(14.0)ab	N.D.	93.8(32.0)b	15.7(4.2)a	39.0(4.5)a
		Root	50.4(13.7)a	N.D.	293.6(103.0)a	10.2(3.2)a	56.4(18.3)a
	Lespedeza bicolor	Leaf	1.3(1.3)b	N.D.	9.5(0.7)b	21.0(3.5)a	11.9(9.2)a
		Stem	0.5(0.5)b	N.D.	14.9(6.0)ab	28.5(11.0)a	9.4(1.3)a
		Root	84.3(1.7)a	N.D.	62.7(19.2)a	17.5(0.0)a	22.6(4.0)a
Geumjeong	*Robinia pseudoacacia*	Leaf	44.9(5.4)a	N.D.	17.7(0.7)a	24.5(7.0)a	509.9(3.1)a
		Stem	36.3(6.4)a	N.D.	19.6(1.1)a	11.0(0.0)a	302.2(41.2)b
		Root	237.1(104.9)a	4.0(0.0)	20.5(1.1)a	21.0(3.3)a	222.7(63.6)b
	Pinus densiflora	Leaf	20.7(3.7)b	N.D.	8.4(1.1)b	30.6(22.5)a	33.8(11.7)a
		Stem	33.7(5.2)b	N.D.	11.2(1.3)b	15.0(3.5)a	29.2(3.0)a
		Root	180.9(29.6)a	N.D.	25.3(2.3)a	6.1(3.1)a	23.4(3.6)a
Dalseong	*Pinus densiflora*	Leaf	23.2	N.D.	15.9	19.6	20.5
		Stem	71.7	N.D.	41.0	12.6	22.8
		Root	300.2	4.5	235.9	171.1	63.5
	Lespedeza bicolor	Leaf	1.4(0.2)a	1.9(0.36)a	26.9(7.3)a	2.8(2.8)a	57.5(5.4)a
		Stem	1.9(0.6)a	1.8(0.2)a	17.9(3.7)a	2.7(2.7)a	28.0(2.3)a
		Root	64.7(25.3)a	3.3(0.8)a	100.0(43.8)a	16.1(3.5)a	74.1(17.0)a
	Robinia pseudoacacia	Leaf	1.5(8.6)b	1.5(0.7)a	35.8(5.5)b	19.5(2.9)a	31.5(3.4)b
		Stem	1.6(0.3)b	1.1(0.5)a	14.3(1.4)b	19.5(2.9)a	26.1(2.8)b
		Root	55.2(8.6)a	1.7(0.3)a	108.4(18.6)a	19.5(5.7)a	74.3(13.1)a
	Alnus japonica	Leaf	14.6(6.2)b	N.D.	105.0(18.1)b	11.4(0.5)b	54.6(13.3)a
		Stem	4.0(1.0)b	3.7(1.4)ab	44.9(9.6)a	25.1(4.6)b	76.2(9.2)a
		Root	167.5(31.5)a	6.5(1.1)a	369.9(71.9)a	43.7(6.2)a	99.8(21.2)a
Ilgwang	*Pinus rigida*	Leaf	0.7(0.2)a	2.0(0.4)a	19.1(2.4)b	20.1(2.2)a	61.5(5.1)a
		Stem	0.9(0.2)a	N.D.	27.8(1.0)a	45.1(10.3)a	50.9(6.1)a
		Root	-	-	-	-	-
	Lespedeza bicolor	Leaf	4.0(0.3)a	1.4(0.3)a	12.0(1.3)a	22.3(2.4)a	34.0(1.3)a
		Stem	0.7(0.3)b	2.4(1.4)a	12.7(1.1)a	19.8(2.3)a	33.6(2.0)a
		Root	-	-	-	-	-
	Alnus japonica	Leaf	9.7(2.5)b	2.4(0.3)a	37.5(11.4)a	19.3(5.4)a	53.3(10.0)a
		Stem	5.1(1.5)b	4.1(1.7)a	31.1(8.0)a	25.2(3.2)a	65.6(7.8)a
		Root	69.5(23.5)a	5.5(1.9)a	82.8(32.6)a	25.8(4.1)a	48.1(8.3)a
	Populus albaglandulosa	Leaf	1.6(0.2)a	12.9(1.4)a	25.6(1.2)a	5.9(3.5)a	563.2(76.3)a
		Stem	0.7(0.1)b	10.9(2.8)a	17.5(2.7)a	14.9(6.1)a	135.9(19.7)b
		Root	-	-	-	-	-
Jeil	*Robinia pseudoacacia*	Leaf	2.3(0.9)b	14.5(4.4)a	17.6(3.7)b	17.0(13.7)a	26.8(13.4)a
		Stem	1.7(1.0)b	11.6(4.3)a	10.4(0.4)b	13.5(3.5)a	16.9(4.8)a
		Root	111.8a	10.2a	127.1a	17.0a	16.9a
	Alnus japonica	Leaf	2.1(0.4)b	5.1(2.4)a	34.5(5.2)b	25.8(4.5)a	45.1(4.5)ab
		Stem	2.3(0.6)b	6.6(2.3)a	55.6(28.1)b	28.1(5.1)a	59.0(10.7)a
		Root	79.0(19.3)a	5.5(2.4)a	206.8(28.0)a	25.4(3.5)a	29.3(3.4)b

[a]Not detected.

높은 농도 값을 보였으며, Cu의 농도는 293.6 mg/kg으로 다른 부위에 비해 3~14배 정도 높았다. 반면 금정광산의 아까시나무와 소나무에서는 Pb와 Zn의 농도가 잎에서 가장 높게 나타났다. 달성광산에서는 모든 원소가 소나무, 싸리, 아까시나무, 오리나무 등의 뿌리에서 가장 높게 나타났다. 아까시나무의 경우, 뿌리에서 As, Cu, Zn 농도가 각각 55.2, 108.4, 74.3 mg/kg 등으로 다른 부위와의 차이에 통계적인 유의성이 있었다. Bowen[31]은 식물체 내 중금속 농도의 정상 범위로 Cd 0.2~0.8, Cu 4~15, Pb 0.1~10, Zn 8~400 mg/kg 등을 제시하였으며, Kabata-Pendias and Pendias[27]는 오염된 식물의 중금속 농도로 Cd 5~30, Cu 20~100, Pb 30~300, Zn 100~400 mg/kg을 제시하였다. 이 기준에 의하면, 달성광산의 오리나무는 부위별로 Cd 0.6~6.5, Cu 44.9~369.9, Pb 11.4~43.7, Zn 54.6~99.8 mg/kg 등의 범위, 제일광산의 오리나무는 Cd 5.1~6.6, Cu 34.5~206.8, Pb 25.4~28.1, Zn 29.3~59.0 mg/kg 등의 범위로 나타나 달성광산과 제일광산의 오리나무가 Cd, Cu, Pb 등에 오염 되었다고 볼 수 있었다. 한편, Son *et al.*[23]의 연구에서 식물체 내 Zn의 농도가 대부분의 수종에서 <10.00 mg/kg으로 나타났고, 아까시나무는 15.47 mg/kg 값을 보인 것으로 보고 하였다. 본 연구에서는 모든 수종에 걸쳐 9.4~983.5 mg/kg의 범위를 보였으며, 아까시나무의 경우도 부위별로 16.9~509.9 mg/kg의 범위를 보여 보다 높은 값을 나타내었다. As의 경우도 일광광산에서 오리나무의 부위별 농도가 5.1~69.5 mg/kg의 범위로 나타났는데 이 값 또한 Son *et al.*[23]의 연구에서 보고된 일광광산 오리나무의 As 농도 1.41 mg/kg보다 훨씬 높은 값이었다.

수목 내 중금속의 분포는 수관 형태와 밀도, 잎의 특성, 근권의 영향, 식물종간의 중금속 흡수차 등의 식생 특성에 영향을 받게 되며[20,26], 식물의 종류와 부위별 중금속 농도가 다른 것은 식물의 생리적 특성, 토양조건, 기후조건 등이 원인이 될 수 있다[15]. Lee *et al.*[17]은 식물에 집적되는 중금속의 농도가 부위별로 뿌리 > 잎 > 줄기의 경향을 보이나, 수명이 긴 식물은 줄기에서 농도가 더 높게 나타날 가능성이 있다고 하였다. 본 연구에서도 식물체 내 중금속 농도는 대부분 뿌리 부위에서 높고 줄기와 잎 사이에는 유의한 차이가 없어 이와 유사한 현상을 나타내었다. 대부분의 광산에서 소나무, 싸리류, 아까시나무, 오리나무 등이 공통적으로 출현하고 이들 수종은 다른 수종에 비해 비교적 생육상태도 양호하며 체내 중금속 농도도 높아 폐광산 주변 오염지의 식생복원을 위한 연구 대상 수종으로 적절할 것으로 판단되었다.

종자 발아

Incubator 실험에서 수종별 발아율은 두 광산 토양 모두에서 소나무 > 싸리 > 아까시나무 > 오리나무 등의 순으로 나타났다(Fig. 1). 가학광산 토양의 경우, 수종별 광산 토양의 배합 비율에 따른 발아율의 평균, 즉 평균 발아율은 소나무 55.3%, 싸리 13.9%, 아까시나무 10.0%, 오리나무 6.3% 등이었으며, 수종별 광산 토양의 배합 비율에 따른 발아율 중 최대 발아율은 소나무 93.3%, 싸리 20.0%, 오리나무 15.6%, 아까시나무 11.1% 등으로 나타났다. 금정광산 토양의 경우, 평균 발아율은 소나무 30.9%, 싸리 14.1%, 아까시나무 8.2%, 오리나무 4.8% 등이었으며, 최대 발아율은 소나무 81.1%, 싸리 26.7%, 아까시나무 13.4%, 오리나무 8.9% 등으로 나타났다. 광산 토양의 배합 비율이 수종의 발아율에 미치는 영향은 가학광산 토양의 경우 일정한 경향을 보이지 않았으나, 금정광산 토양의 경우 광산 토양의 비율이 증가함에 따라 발아율이 감소하는 경향을 보여 토양 내 As 함량 증가가 발아를 저해한 것으로 해석할 수 있다. 가학광산 토양에서 소나무는 0% 처리 수준에서 발아율이 93.3%로 가장 높아 100% 처리

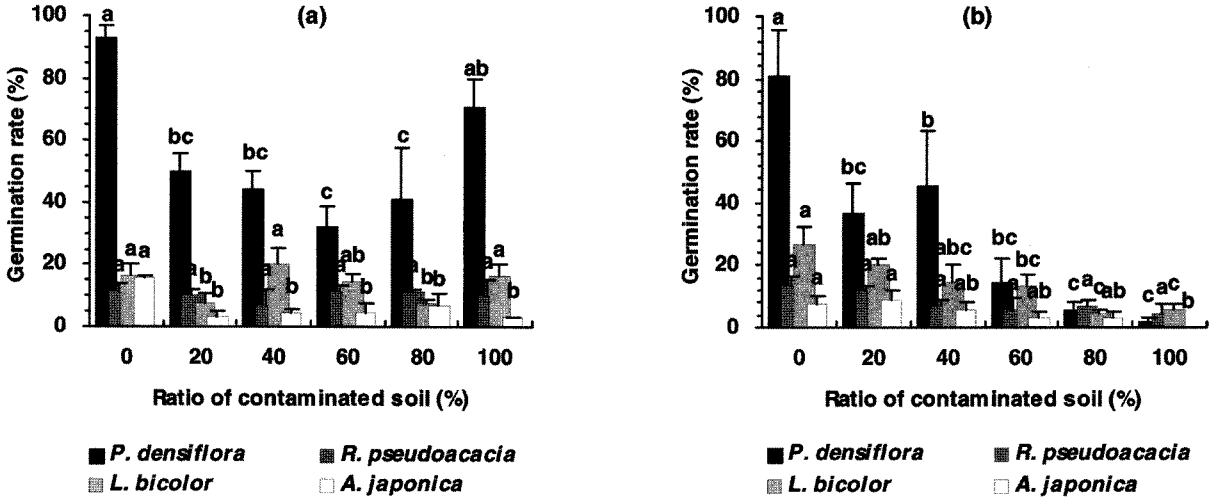

Fig. 1. Germination rate in the incubator experiments for (a) Gahak and (b) Geumjeong mine areas in incubator. Vertical bars represent standard errors. Same letters indicate no significant difference among treatments within a plant species (p>0.05).

수준을 제외한 나머지 처리구와 통계적으로 유의한 차이가 나타났으며, 오리나무도 0% 처리 수준에서 발아율이 15.6%로 가장 높아 다른 처리구와 차이를 보였다. 싸리의 경우 40% 처리 수준에서 가장 높은 20.0%의 발아율을 보였으며, 아까시나무는 광산 토양의 배합 비율에 따라 발아율의 차이가 없는 것으로 나타났다. 금정광산 토양에서도 소나무는 0% 처리 수준에서 발아율이 81.1%로 가장 높아 다른 처리구와 차이를 나타내었다. 싸리는 0% 처리 수준에서 발아율이 26.7%로 가장 높아 60%, 80%, 100% 처리 수준에서의 발아율과 통계적으로 유의한 차이를 보였다. 아까시나무와 오리나무의 발아율은 광산 토양의 배합 비율에 따른 차이가 없었다.

온실 실험에서 수종별 발아율은 두 광산 토양 모두에서 소나무 > 싸리 > 아까시나무 > 오리나무 등의 순으로 나타났다(Fig. 2). 가학광산 토양의 경우, 평균 발아율은 소나무 44.7%, 싸리 29.8%, 아까시나무 7.8%, 오리나무 1.6% 등이었으며, 최대 발아율은 소나무 64.0%, 싸리 32.0%, 아까시나무 10.7%, 오리나무 2.7% 등으로 나타났다. 금정광산 토양의 경우, 평균 발아율은 소나무 40.0%, 싸리 26.4%, 아까시나무 9.3%, 오리나무 1.8% 등이었으며, 최대 발아율은 소나무 62.7%, 싸리 33.3%, 아까시나무 14.7%, 오리나무 2.7% 등으로 나타났다. 광산 토양의 배합 비율이 수종의 발아율에 미치는 영향은 소나무를 제외하고는 대부분이 광산 토양의 비율이 증가함에 따라 발아율이 일정한 경향을 보이지 않았으며 통계적으로도 유의한 차이가 없었다. 그러나, 소나무는 대체적으로 40% 처리 수준 이상으로 광산 토양의 비율이 증가함에 따라 발아율도 증가함을 보였으며 가학광산 토양의 경우, 100% 처리 수준에서 발아율이 60.0%로 높아 40%와 60% 처리 수준에서의 발아율과 통계적으로 유의한 차이를 나타내었다. 금정광산 토양의 경우도 광산 토양의 비율이 증가함에 따라 발아율은 증가하였으나 통계적 유의성은 나타나지 않았다.

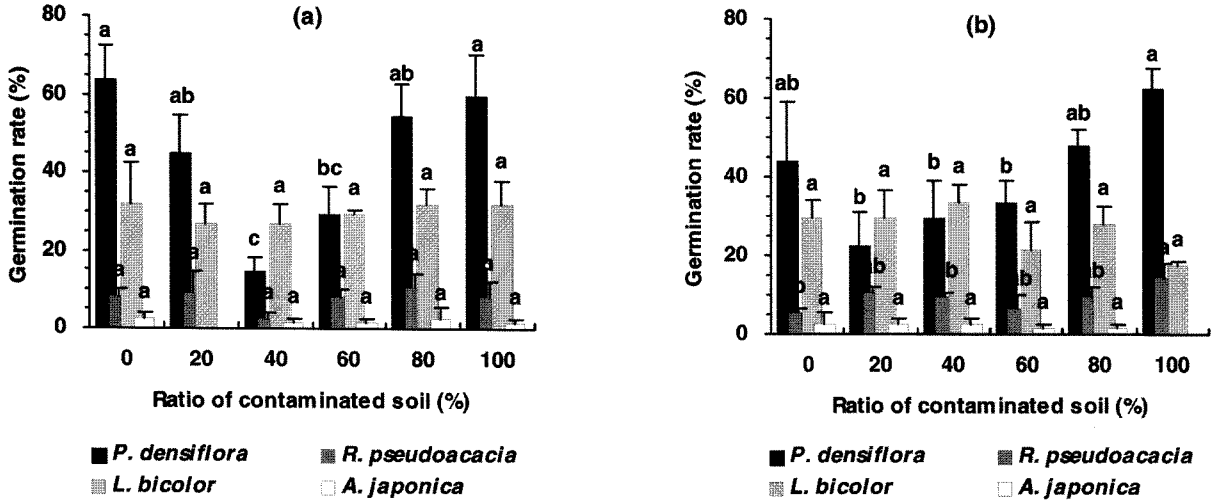

Fig. 2. Germination rate in the greenhouse experiments for (a) Gahak and (b) Geumjeong mine areas in greenhouse. Vertical bars represent standard errors. Same letters indicate no significant difference among treatments within a plant species (p>0.05).

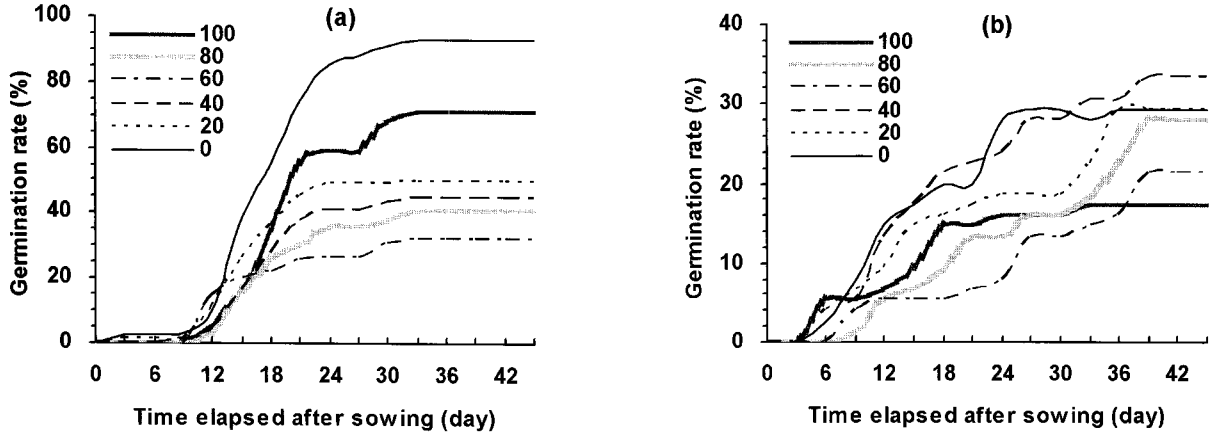

Fig. 3. Changes in germination rate of (a) *Pinus densiflora* for Gahak mine with different levels soils in the incubator experiment and (b) *Lespedeza bicolor* for Geumjeong mine with different levels soils in the greenhouse experiment.

Table 6. Seedling growth (mm) and biomass (g) on contaminated soils for two mines. One standard error of the mean is in parentheses. Values with the same letters do not differ among treatments within a species.

Species	Gahak				Trt.	Geumjeong			
	Shoot	Root	S/R ratio	Biomass		Shoot	Root	S/R ratio	Biomass
Pinus densiflora	46.8 (1.7)a	47.4 (2.0)a	1.00 (0.06)a	0.29 (0.08)a	0	52.9 (5.4)a	41.9 (2.6)a	1.27 (0.20)b	0.20 (0.04)a
	48.5 (2.2)a	37.8 (6.4)ab	1.40 (0.35)a	0.16 (0.04)abc	20	40.4 (1.4)b	32.6 (6.0)ab	1.33 (0.22)ab	0.10 (0.02)a
	23.8 (6.4)c	23.1 (4.7)c	1.00 (0.10)a	0.03 (0.01)c	40	34.3 (2.9)bc	28.4 (4.6)b	1.23 (0.13)b	0.11 (0.05)a
	28.4 (3.9)bc	20.7 (1.3)c	1.43 (0.30)a	0.10 (0.02)bc	60	29.2 (4.2)c	21.8 (1.0)b	1.33 (0.18)ab	0.14 (0.02)a
	38.4 (2.0)ab	27.5 (3.6)bc	1.47 (0.23)a	0.19 (0.03)ab	80	29.0 (4.2)c	27.0 (3.3)b	1.07 (0.09)b	0.16 (0.01)a
	38.1 (5.4)ab	25.4 (2.0)c	1.47 (0.09)a	0.19 (0.03)ab	100	43.6 (1.2)ab	24.0 (1.5)b	1.87 (0.18)a	0.18 (0.02)a
Robinia pseudoacacia	56.6 (2.7)a	63.9 (11.4)a	0.93 (0.15)b	0.11 (0.02)bc	0	51.0 (1.2)ab	63.2 (8.5)a	0.83 (0.12)a	0.08 (0.01)b
	48.2 (7.8)a	67.3 (0.9)a	0.73 (0.12)b	0.09 (0.05)bc	20	79.2 (18.8)a	64.7 (12.8)a	1.50 (0.70)a	0.28 (0.03)a
	39.0 (19.6)a	36.7 (20.3)ab	1.15 (0.25)ab	0.04 (0.02)c	40	52.5 (3.0)ab	47.3 (2.9)a	1.10 (0.06)a	0.13 (0.02)ab
	56.7 (5.6)a	48.5 (4.9)ab	1.20 (0.20)ab	0.17 (0.02)ab	60	29.4 (16.0)b	32.2 (19.5)a	0.95 (0.15)a	0.10 (0.06)ab
	51.4 (1.4)a	44.8 (1.7)ab	1.13 (0.07)ab	0.24 (0.02)a	80	37.5 (13.4)b	44.1 (11.8)a	0.80 (0.26)a	0.20 (0.09)ab
	46.3 (7.3)a	27.6 (1.6)b	1.67 (0.24)a	0.10 (0.05)bc	100	40.2 (9.9)ab	44.2 (10.8)a	0.90 (0.06)a	0.21 (0.08)ab
Lespedeza bicolor	71.9 (10.4)ab	28.2 (3.8)a	2.57 (0.18)ab	0.25 (0.07)a	0	77.2 (5.1)ab	26.5 (1.7)a	2.90 (0.12)a	0.23 (0.01)a
	60.4 (6.1)abc	28.9 (1.2)a	2.10 (0.10)b	0.17 (0.04)a	20	69.6 (5.4)ab	26.7 (0.2)a	2.60 (0.21)a	0.23 (0.05)a
	80.2 (6.4)a	32.8 (3.3)a	2.50 (0.10)ab	0.26 (0.05)a	40	79.0 (6.0)ab	24.8 (1.9)a	3.27 (0.43)a	0.26 (0.06)a
	57.2 (6.3)bc	24.3 (3.1)ab	2.40 (0.20)ab	0.19 (0.02)a	60	55.3 (10.7)b	23.6 (5.6)a	2.40 (0.12)a	0.14 (0.02)a
	67.6 (7.9)abc	23.7 (2.4)ab	2.87 (0.12)a	0.26 (0.07)a	80	55.7 (5.0)b	23.9 (2.5)a	2.43 (0.38)a	0.17 (0.05)a
	46.6 (3.9)c	15.7 (1.5)b	3.03 (0.41)a	0.17 (0.03)a	100	71.2 (4.8)ab	28.1 (2.3)a	2.50 (0.06)a	0.16 (0.01)a
Alnus japonica	10.3 (5.2)a	5.7 (3.0)a	1.85 (0.15)a	0.13 (0.01)a	0		-	-	-
	-	-	-	-	20	-	-	-	-
	-	-	-	-	40	8.0 (4.6)a	10.7 (5.8)a	0.85 (0.45)a	0.01 (0.01)a
	6.0 (6.0)a	4.0 (4.0)a	1.50a	0.00 (0.00)a	60	4.3 (4.3)a	4.7 (4.7)a	0.90a	0.00 (0.00)a
	-	-	-	-	80	9.0 (9.0)a	6.0 (6.0)a	1.50a	0.01 (0.01)a
	7.3 (7.3)a	4.3 (4.3)a	1.70a	0.00 (0.00)a	100	-	-	-	-

Incubator와 온실 실험에서 오리나무와 같은 소립종자의 경우 복토의 깊이가 발아에 상당한 제한 요인으로 작용했을 것으로 예상되며[32], 발아율의 경우 휴면타파나 전처리 문제 그리고 각 수종에 맞는 최적의 발아조건과 밀접한 관계가 있어[33,34] 발아율의 차이를 좀 더 정확하게 설명하기 위해서는 보다 다양한 환경조건에서의 발아실험이 필요할 것으로 보인다.

파종 후 시간에 따른 발아율 변화의 경우 소나무는 incubator나 온실에서 모두 24일 전후에 발아세를 보였으며, 싸리는 실험 종료시까지 발아율이 꾸준히 증가하는 것을 알 수 있었다 (Figure 3). 목본을 이용한 오염 토양 복원시 소나무에 비해 상대적으로 발아율이 낮은 세 수종의 경우 발아율을 높이는 처리와 함께 유묘를 옮겨 심는 방법도 고려해야 할 것으로 보인다.

유묘 생장

두 광산 토양의 배합 비율에 따른 소나무, 아까시나무, 싸리, 오리나무 유묘의 지상부, 지하부 생장과 총 건중량을 Table 6에 나타내었다. 금정광산의 20% 처리 수준을 제외하고 두 광산 토양의 모든 처리구에서 유묘의 지상부 생장은 싸리가 가장 높았고, 지하부 생장은 아까시나무가 가장 높은 것으로 나타났다. 가학광산 토양에서 싸리의 지상부 생장은 40% 처리 수준에서 80.2 mm로 가장 높았으며 60%, 100% 처리 수준과는 통계적으로 유의한 차이를 보였다. 아까시나무는 중금속 농도에 따른 지상부 생장에 차이가 없는 것으로 나타났다. 가학광산 토양에서 아까시나무의 지하부 생장은 20% 처리구에서 67.3 mm로 가장 높았으나 처리구간에는 통계적으로 유의한 차이를 보이지 않았다. 금정광산 토양에서 아까시나무의 지상부 생장은 20% 처리 수준에서 79.2 mm, 싸리의 지상부 생장은 40% 처리 수준에서 79.0 mm로 다른 처리구에 비해 높은 값을 나타내었으며, 아까시나무는 20% 처리 수준에서 64.7 mm로 다른 처리구에 비해 높게 나타났다. S/R율은 가학광산과 금정광산 토양의 모든 처리구에서 싸리가 다른 수종에 비해 높았고, 가학광산 토양 100% 처리 수준과 금정광산 토양 40% 처리 수준에서 싸리의 S/R율이 각각 3.03, 3.27로 가장 높은 값을 보였다. Jeon and Woo[35]는 식생녹화를 위한 목본과 초본 파종 실험 결과, 싸리와 족제비싸리가 파종 38일 후부터 생장이 크게 증가하였으며, 다른 목본에 비해 왕성한 지상부 및 지하부 생장을 보였다고 하였는데 이는 본 연구에서 나타난 경향과 일치하는 것이었다. 한 처리구 내에서 발아한 개체들의 지상부, 지하부 건중량의 총합은 가학광산 토양에서 소나무는 0% 처리 수준에서 0.29 g으로 가장 높아 40%, 60% 처리구와 차이가 있었으며, 아까시나무는 80% 처리 수준에서 0.24 g으로 가장 높게 나타났다. 금정광산 토양에서는 소나무, 아까시나무, 싸리가 각각 0%, 20%, 40% 처리 수준에서 각각 0.20, 0.28 및 0.26 g 등으로 높게 나타났으며, 싸리는 두 광산 토양에서 처리구간 건중량의 차이를 보이지 않았다.

요 약

폐광산 주변 오염지역의 식생복원에 이용할 목본 수종을 선발하기 위하여 본 연구를 수행하였다. 먼저, 폐광산 지역의 식생을 조사하고, 현지 오염 토양에 자생하는 목본식물의 중금속 오염도를 분석한 결과, 대부분의 지역에서 소나무, 아까시나무, 싸리, 오리나무 등이 넓은 면적을 차지하고 있었고, 다른 수종에 비해 생육 상태도 양호하였다. 이 수종들은 체내 중금속 농도도 높게 나타났으며, 특히 뿌리 부위에서 높은 값을 보였다. 이들 네 목본 수종을 대상으로 비오염토양과 가학광산(Cd, Cu, Pb, Zn 오염지) 및 금정광산(As 오염지)토양의 배합 비율별 종자 발아 특성을 연구한 결과, 발아율은 온실과 incubator 실험에서 모두 소나무 > 싸리 > 아까시나무 > 오리나무 순으로 나타났다. Incubator에서는 소나무와 오리나무의 발아율이 비오염 토양에서 가장 높게 나타났다. 소나무의 발아율은 가학광산 토양의 경우 100% 처리 수준에서 높게 나타난 반면, 금정광산 토양의 경우 광산 토양의 비율이 증가함에 따라 감소하는 현상을 보였다. 온실에서 소나무의 발아율은 가학광산 토양의 경우 40% 처리 수준에서 가장 낮은 반면, 금정광산 토양의 경우 20% 처리 수준에서 발아율이 가장 낮았고 광산 토양의 비율이 증가할수록 소나무의 발아율이 증가하였다. 유묘 생장의 경우, 금정광산 토양 20% 수준을 제외한 두 광산 토양의 모든 처리구에서 지상부 생장은 싸리가 가장 높았으며, 지하부 생장은 아까시나무가 가장 높았다. 본 연구 결과는 중금속 오염현장에 실제로 적용될 Eco-tree 선발을 위한 기초 자료로 사용될 수 있을 것으로 기대된다.

사 사

본 연구는 환경부 '차세대핵심환경기술개발사업(토착식물을 이용한 중금속 오염지역의 자연형 장기복원기술 개발)' 지원 연구비의 일부로 수행되었습니다.

참고문헌

1. Lee, P. K., Jo, H. Y., and Youm, S. J. (2004) Geochemical approaches for investigation and assessment of heavy metal contamination in abandoned mine sites, *Econ. Environ. Geol.* 37(1), 35-48.
2. Park, Y. H. (1994) Management practices of inactive and abandoned metalliferous mine areas in Korea, Korean Environment Technology & Research, KETRI/1994/RE-14, Seoul, Korea, 572p.
3. Adriano, D. C. (1986) *Trace Elements in the Terrestrial Environment*, Springer-Verlag, New York, USA, 533p.
4. Jung, M. C. (1999) Investigation on soil contamination and its remediation system in the vicinity of abandoned Au-Ag mine in Korea, *Econ. Environ.*

Geol. 32(1), 73-82.

5. Jung, Y. J. and Lee, S. H. (2001) Potential contamination of soil and groundwater from the residual mine tailings in the restored abandoned mine area: Shihung mine area, *Econ. Environ. Geol.* 34(5), 461-470.
6. Jung, G. B., Kim, W. I., Lee, J. S., Lee, J. S., Park, C. W., and Koh, M. H. (2005) Characteristics of heavy metal contamination in residual mine tailing near abandoned metalliferous mines in Korea, *Korean J. Environ. Agric.* 24(3), 222-231.
7. Thornton, I. (1983) *Applied Environmental Geochemistry*, Academic Press. London, UK, 501p.
8. Cunningham, S. D., Berti, W. R., and Huang, J. W. (1995) Phytoremediation of contaminated soils, *Trends in Biotechnol.* 13, 393-397.
9. Jung, G. B., Kim, W. I., Lee, J. S., and Kim, K. M. (2002) Phytoremediation of soils contaminated with heavy metal by long-term cultivation, *Korean J. Environ. Agric.* 21(1), 31-37.
10. Kim, J. G., Lim, S. K., Lee, S. H., Lee, C. H., and Jeong, C. Y. (1999) Evaluation of heavy metal pollution and plant survey around inactive and abandoned mining areas for phytoremediation of heavy metal contaminated soils, *Korean J. Environ. Agric.* 18(1), 28-34.
11. Ok, Y. S., Kim, S. H., Kim, D. Y., Lee, H. N., Lim, S. K., and Kim, J. G. (2003) Feasibility of phytoremediation for metal-contaminated abandoned mining area, *Korean J. Soil Sci. Fert.* 36(5), 323-332.
12. Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., and Raskin, I. (1995) Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environmental using plants, *Bio/Technol.* 13, 468-474.
13. Ok, Y. S., Kim, J. G., Yang, J. E., Kim, H. J., Yoo, K. Y., Park, C. J., and Chung, D. Y. (2004) Phytoremediation of heavy metal contaminated soils using transgenic plants, *Korean J. Soil Sci. Fert.* 37(6), 396-406.
14. Choi, M. K. and Chiang, M. H. (2003) Physiological and biochemical responses, and heavy metal accumulation of *Artemisia princeps* and *Helianthus annuus* in the abandoned zinc mine area for phytoremediation, *Korean J. Hort. Sci. Technol.* 21(4), 451-456.
15. Jung, K. C., Kim, B. J., and Han, S. G. (1993) Survey on heavy metals contents in native plant near old zinc-mining sites, *Korean J. Environ. Agric.* 12(2), 105-111.
16. Lee, J. P., Park, N. K., and Kim, B. J. (1994) Influence of heavy metal contents in soils near old zinc-mining sites on the growth of corn, *Korean J. Environ. Agric.* 13(3), 241-250.
17. Lee, J. Y., Lee, I. H., and Lee, S. Y. (1996) Geochemical study on pollution of heavy metals in soils, plants and streams in the vicinity of abandoned metal mines - Dalseong and Kyeongsan mines -, *Econ. Environ. Geol.* 29(5), 597-613.
18. Min, E. S., Song, S. H., and Kim, M. H. (1998) Heavy metal pollution in soil and vegetation near the closed Daeseong coal mine in Keumsan, Chungnam, *J. KoSSGE.* 3(2), 41-51.
19. You, Y. H., Lee, C. S., and Kim, J. H. (1998) Selection of tolerant species among Korean major woody plants to restore Yeocheon industrial complex area, *Korean J. Ecol.* 21(4), 337-344.
20. Han, S. H., Hyun, J. O., Lee, K. J., and Cho, D. H. (1998) Accumulation of heavy metals (Cd, Cu, Zn, and Pb) in five near species in relation to contamination of soil near two closed zinc-mining sites, *J. Korean For. Soc.* 87(3), 466-474.
21. Oh, C. Y., Lee, J. C., Han, S. H., and Kim, P. G. (2004) Characteristics of Cd accumulation and phytoremediation among three half-sib families of *Betula schmidtii*, *Korean J. Agric. For. Meteorol.* 6(3), 204-209.
22. Pulford, I. D. and Watson, C. (2003) Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by tree-a review, *Environ. Inter.* 29, 529-540.
23. Son, Y., Park, Y. H., Woo, K. S., Lee, I. K., and Kim, Z. S. (1998) Heavy metal concentration of soils and plants from inactvie or abandoned metalliferous mines in Korea, IUFRO Inter-Divisional Seoul Conference October 12-17, 1998, Seoul, Korea, p.194-199.
24. NIAST. (2000) *Methods of Soil and Plant Analysis*, National Institute of Agricultural Science and Technology, Suwon, Korea, 202p.
25. MOE. (2005) *Soil Environment Conservation Act*, Ministry of Environment, Korea.
26. Ross, S. M. (1994) *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*, John Wiley & Sons, New York, USA, 469p.
27. Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (1984) *Trace Elements in Soils and Plants* (2nd ed.), CRC Press, Florida, USA, 315p.
28. SAS. (1998) *SAS/STAT User's Guide*, 6.03 edition. SAS Institute, Cary, NC, USA, 1028p.

29. Lee, J. C., Han, S. H., Jang, S. S., Lee, J. H., Kim, P. G., Hur, J. S., and Yum, K. J. (2002) Selection of indigenous tree species for the revegetation of the abandoned coal mine lands in Taeback area, *Korean J. Agric. For. Meteorol.* 4(2), 86-94.
30. Tilman, D. (1982). *Resource Competition and Community Structure*, Princeton Univ. Press, Princeton, New Jergy, 540p.
31. Bowen, H. J. M. (1979) *Environmental Chemistry of the Elements*, Academic Press, London, UK, 333p.
32. Yim, J. H., Kim, D. W., and Jang, S. W. (1999) Seed germination characteristics of Korean native plants for slope restoration and revegetation, *J. Korean Env. Res. & Reveg. Tech.* 2(3), 25-31.
33. Kim, S. H., Lee, C. H., Chung, H. G., Jang, Y. S., and Park, H. S. (2003) The germination characteristics of seed in *Kalopanax septemlobus* Koidz. by storage methods and GA_3 concentrations, *J. Korean For. Soc.* 92(3), 185-190.
34. Yoo, Y. K. and Kim, K. S. (1998) Effects of some pretreatments on seed germination of white forsythia (*Abeliophyllum distichum*), *J. Korean Soc. Hort. Sci.* 39(1), 86-91.
35. Jeon, G. S. and Woo, B. M. (1996) Studies on mixed-seedling of native woody and herb species, *J. Korean For. Soc.* 85(2), 271-279.
36. Kim, D. Y., Hong, S. H., Seo, K. W., Kang, B. H., Son, Y., and Kim, J. G. (2004) Evaluation of heavy metal pollution and plant survey around abandoned mine area for feasibility of phytoremediation, Proceedings of *Korean Soc. Soil. Sci. Fert.* 37(2), 192-193.