

## 변질 장석반암의 중금속 흡착특성

박상범<sup>1</sup> · 황 정<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup>극지연구소 극지지구시스템연구부, 406-840, 인천광역시 연수구 송도동 7-50

<sup>2</sup>대전대학교 지반설계정보공학과, 300-716, 대전광역시 동구 용운동 96-3

## Adsorption Characteristics of Altered Feldspar Porphyry for Heavy Metals

Sang Bum Park<sup>1</sup> and Jeong Hwang<sup>2,\*</sup>

<sup>1</sup>Polar Earth System Sciences, Korea Polar research Institute, Incheon 406-840, Korea

<sup>2</sup>Department of Geosystem Engineering, Daejeon University, Daejeon 300-716, Korea

**Abstract:** This study has been performed to evaluate the possibility of utilizing feldspar porphyry as an adsorbent for heavy metals in natural water. The research sample rock 'Maekbansuk' was altered feldspar porphyry which included chlorite, epidote and calcite formed by a prophyllitic alteration process. In extraction tests, the majority of extracted elements were Ca and Na, which were extracted in much greater abundance from the groundmass than from the feldspar phenocryst. In adsorption tests, the adsorption capacities of Pb, Fe and Cu within an hour of reaction time were 99, 98 and 97%, respectively, but that of As remained 25% for a full 24 hours. The high adsorption capacities of altered feldspar porphyry for Pb, Fe and Cu suggest its potential utilization as a heavy metal adsorbent for water purification.

**Keywords:** altered feldspar porphyry, extraction test, heavy metals, adsorption test

**요 약:** 이 연구는 장석 반암에 대한 자연수내 중금속 흡착제로서의 활용 가능성을 검토하기 위해 수행되었다. '맥반석'으로 불리는 연구대상 암석은 프로필리틱 변질작용으로 생성된 녹니석, 녹염석, 방해석을 포함하는 변질 장석반암이다. 용출 실험결과, 용출원소의 대부분은 Ca와 Na이며, 이들은 장석 반정보다는 석기에서 그 용출량이 많다. 흡착 실험결과, Pb, Cu, Fe는 반응 1시간 이내에 각각 99, 98, 97%가 흡착되었으나 As는 24시간 동안 25%가 흡착되었다. 변질 장석 반암의 Pb, Cu, Fe에 대한 높은 흡착능력은 수질정화용 중금속 흡착제로서의 활용 가능성이 있음을 시사한다.

**주요어:** 변질 장석반암, 용출실험, 중금속, 흡착실험

## 서 론

최근 산업 발달과 도시 집중화로 인하여 산업폐수와 도시하수에 의한 수질오염 문제가 심각해지고 있어 이에 대한 대책이 요구되고 있다. 일반적인 수질 오염은 유기물에 의한 오염과 중금속에 의한 오염이 있다. 미생물에 의해 분해되는 성질을 가지는 유기화합물과는 달리 중금속은 비분해성이므로 중금속 오염의 경제적 처리법은 아직 정립되지 못한 실정이다 (Msaky and Calvet, 1990; Seidal et al., 2004). 특히 중금속은 우리의 일상생활에 널리 사용되고 있어 자

주 접할 수 있는 금속이면서도 독성이 강해 중요한 환경 오염물질로 간주되고 있다(Wobeser et al., 1970; Thornton, 1983). 중금속은 미량이라도 우리 체내에 축적되면 체내 물질과 결합하여 잘 분해되지 않는 유기복합체를 형성하여 잘 배설되지 않고 인체에 축적되어 부작용을 나타낸다. 중금속 중에서도 As와 Pb는 치명적인 독성 물질로 알려져 있다(최석원과 김역수, 1996).

자연수내 오염된 중금속을 제거하기 위해 현재 사용되고 있는 처리공정으로는 화학 침전법, 산화 및 환원법, 이온교환법, 활성탄 흡착법, 여과법, 전기 화학법, 막 분리법 등이 있지만 이런 방법들은 많은 시설비와 처리비용이 요구되는 문제점이 있다(John and Rhomas, 1984; Schneither et al., 1985, Nourbakhsh et al., 1994). 특히 흡착법과 이온교환법은 물리화학

\*Corresponding author: jeongha@dju.ac.kr

Tel: 82-42-280-2572

Fax: 82-42-280-2576

적인 수질처리에 많이 사용되고 있으나 흡착제나 이온교환수지의 가격이 고가이기 때문에 수질처리능력이 우수함에도 그 이용이 제한적이다. 따라서 풍부하고 손쉽게 구할 수 있는 경제적인 중금속 흡착제의 개발이 절실히 요구되고 있다(이덕배 외, 1998; 김상규 외, 1999; 심상권 외, 2000; 진호일과 민경원, 2000).

우리나라와 중국의 한의학 서적에서 언급되었다는 맥반석은 시중에서 생리 및 약리적 활성이 있는 것으로 알려져 있다. 그러나 주장의 대부분은 공급자 측면에서 일방적으로 제기되고 있는 상황이며, 의학 분야 전문가들에 의한 과학적 규명은 아직 없는 상황이다. 맥반석은 학술적으로 정의된 암석명은 아니며, 우리나라, 중국, 일본에서 상업적으로 이용되는 상품명이다. 그럼에도 불구하고 맥반석은 현재 민간에서 정수제, 미용제, 식품보존제 등 상업적으로 다양하게 이용되고 있는 실정이다(황진연, 1997; 이재호, 1998).

맥반석은 양이온에 대한 교환성과 흡착성이 있다는 점에 착안하여 환경개선훈 소재로서의 활용 연구가 수행되고 있는데, 그중에서도 수용액에서 중금속 제거 능력에 대한 연구가 많다(황진봉 외, 1996; 연익준과 김광렬, 1999; 주소영 외, 1999; 김중부 외, 2000; 신대윤과 임동수, 2001). 이번 연구에서는 국내에서 채취되어 맥반석으로 이용되는 장석반암의 산출 상태를 기재하고, 물-암석 반응실험을 수행하여 장석반암의 이온 용출과 중금속 흡착특성을 고찰하였다. 이를 통해 자연수 혹은 폐수 중의 중금속을 제거할 수 있는 경제적인 수질정화제로서 장석반암의 활용 연구에 기초자료를 제공하고자 한다.

## 연구 방법

### 시료선정 및 기기분석

맥반석의 산출지는 경상도, 전라도, 충청북도, 강원도 등으로 다양하며(농림수산부, 1995), 산출지에 따라 광물조성과 화학조성이 다양하다(엄수학 외, 1999) 맥반석을 규정하는 일정한 품질 표준이 아직 없어 이번 연구에서는 경북지역에서 맥반석으로 채취되는 장석반암을 대상으로 연구를 수행하였다.(Fig. 1). 장석반암의 산출상태를 조사하기 위해 편광현미경 관찰과 X-선 회절분석(X-ray Diffraction Analysis)을 실시하였다. X-선 회절분석은 한국해양연구원의

Phillips 회사제품의 PW1830 X-선 회절분석기를 사용하였으며, 40 kV/30 mA의 CuK $\alpha$ 선을 사용하였다. 장석반암의 원소 용출특성과 중금속 흡착특성을 고찰하고자 물-암석 반응실험을 실시하였다. 실험과정에서 pH 측정은 Orion 290A 모델의 휴대용 pH 측정기를 이용하고, 원소의 농도 측정은 한국해양연구원의 ICP-MS ELLAN 6100을 이용하였다.

### 용출실험

장석반암의 원소 용출특성을 고찰하기 위하여 물-암석과의 반응실험을 수행하였다. 증류수 100 ml에 암석시료 5 g을 첨가한 반응실험에서 시간의 경과에 따른 물의 pH 및 성분 변화를 측정하였다. 물의 성분분석은 24시간 반응한 용액을 추출하여 0.45  $\mu$ m 공극을 갖는 필터를 이용하여 고형물을 제거한 후 수행하였다. 실험에 이용된 장석반암의 분쇄 시료는 체분석을 통하여 입자크기를 조립질(2 mm 이상), 중립질(2 mm-850  $\mu$ m), 세립질(250  $\mu$ m 이하)로 구분하였다(Fig. 2). 장석반암에 대한 실험결과를 장석반암과 외관이 유사한 암석에서의 결과와 비교하기 위하여 세립질로 분쇄된 화강암의 물-암석 반응 실험을 함께 수행하였다. 실험에 이용된 화강암은 석영과 장석이 반정으로 산출되는 백악기의 반상 화강암이다.

### 흡착실험

장석반암에 의한 중금속의 흡착특성을 규명하기 위해 중금속 용액-암석 반응실험을 수행하였다. 이번 실험에 사용한 4가지 중금속중 Pb와 As는 먹는물 수질기준에서 건강상 유해영향 무기물질이며, Fe와 Cu는 심미적 영향물질이다. 먹는물에서 이들 금속의 최대 허용 기준치는 Pb와 As의 경우는 50 ppb이며, Fe와 Cu는 각각 300 ppb 및 1 ppm이다(환경부, 2006). 암석-용액 반응실험에서 중금속의 농도는 먹는물 수질기준치보다 높은 조건에서 실험하였으며, 장석반암 분쇄 시료의 입자크기를 조립질, 중립질, 세립질로 구분하여 수행하였다(Fig. 2). 실험에 이용된 중금속 용액은 Pb, As, Cu, Fe 4가지 원소의 1,000 ppm 표준 용액을 증류수로 희석하여 Pb와 As는 1,000 ppb, Cu와 Fe는 5,000 ppb 농도의 용액으로 제조하였다. 중금속 용액 100 ml에 입자 크기에 따라 구분된 장석반암 시료 각 5 g을 첨가한 반응실험은 1, 6, 12, 24시간 경과에 따라 용액의 pH를 측정하고 용액 시료를 채취하여 각 중금속의 농도를 측정하였다.

## 연구 결과 및 고찰

### 산출상태

연구대상 암석은 흰색의 장석이 반정으로 산출되는 장석반암이다(Fig. 1). 세립질의 석기는 석영과 장석들로 주로 구성되며, 흑운모와 각섬석이 소량으로 산출된다. 석기에는 변질작용으로 생성된 이차광물인 견운모(sericite), 녹니석(chlorite), 방해석(calcite)이 주

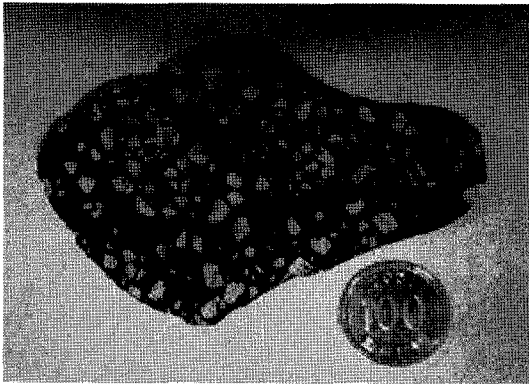


Fig. 1. The hand specimen of feldspar porphyry showing white phenocryst and dark groundmass.

로 산출되며(Fig. 3a), 이들과 함께 변질광물인 녹염석(epidote)이 소량 산출되기도 한다(Fig. 3b). 장석반암의 반정과 석기를 분리하여 X-선 회절분석 실험을 하였다. 그 결과 석기는 석영과 조장석(albite)으로 구성되며, 후기에 변질작용을 받아 견운모, 녹니석, 방해석, 녹염석 등의 이차광물이 산출된다(Fig. 4a). 장석 반정은 주로 조장석으로 구성되며, 소량의 방해석이 이차광물로 산출된다(Fig. 4b). 이차광물의 산출정도로 보아 장석반암의 반정보다는 석기가 상대적으로 더 심한 변질작용을 받았다. 이들 이차광물들은 중성질 화성암류가 프로필리틱 변질작용(prophyllitic alteration)에 해당되는 열수변질작용을 받아 생성되는 대표적인 변질광물에 해당된다(Reed, 1997). 따라서 맥반석으로 이용되고 있는 이번 연구시료는 중성의 화성암류가 프로필리틱 열수변질작용을 광범위하게 받은 변질 장석반암에 해당된다.

### 용출 실험

pH 변화: 조립, 중립, 세립으로 분쇄된 장석반암과 세립으로 분쇄된 화강암 시료를 pH가 5.9인 증류수와 반응시켜 시간에 따른 pH변화를 측정하였다. 3일

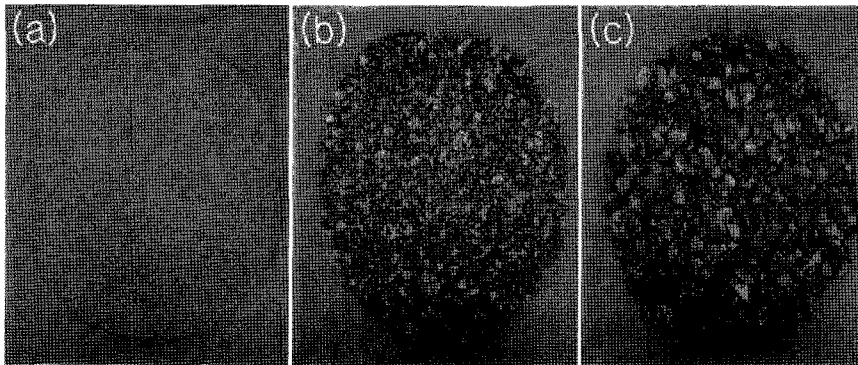
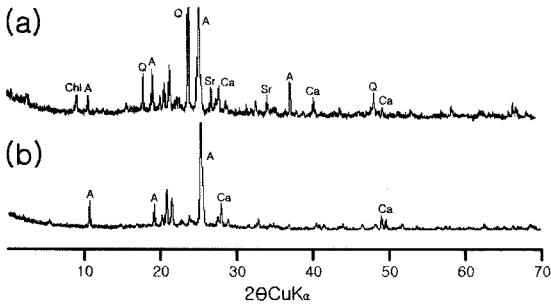


Fig. 2. The three types of crushed feldspar porphyry samples sieved to fine (a), medium (b) and coarse (c) sized particles.



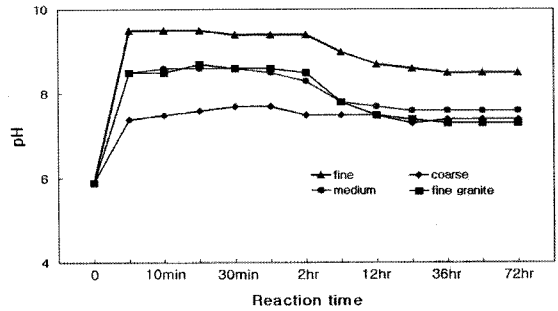
Fig. 3. Microphotographs under the polarized light show the prophyllitic alteration mineral assemblages of sericite-chlorite-calcite (a) and sericite-chlorite-calcite-epidote (b). Sr: sericite, Chl: chlorite, E: epidote, Ca: calcite.



**Fig. 4.** X-ray diffraction patterns of dark groundmass (a) and white phenocryst (b) of feldspar porphyry. Q: quartz, A: albite, Sr: sericite, Chl: chlorite, E: epidote, Ca: calcite.

동안 반응 과정의 측정결과는 Table 1과 같다. 이를 그림으로 표시하면 Fig. 5와 같다. Fig. 5에서 보는 바와 같이 입자크기에 상관없이 모든 시료의 반응에서 pH의 급격한 상승이 일어났으며, 반응시간 5분 이내에 pH가 최고점에 도달하였다. 입자크기가 세립일수록 pH 상승이 더 크게 나타나는데 이는 반응시료의 표면적비 증가에 따른 활발한 반응의 결과이다. 모든 시료에서 24시간 경과 후에는 pH 변화가 거의 없어 물-암석 반응이 평형상태에 도달한 것으로 추정된다. 입자크기가 같은 세립질의 장석반암과 화강암의 pH 변화를 비교하면 장석반암은 pH 상승 폭이 크고 약 알칼리성 그리고 화강암은 pH 상승 폭이 작고 중성의 pH를 보인다(Fig. 5).

**원소용출:** 장석반암의 원소 용출특성을 고찰하기 위하여 장석반암을 중립질 크기로 분쇄하여 전암 (porphyry) 시료와 반정(phenocryst)과 석기(groundmass)



**Fig. 5.** The diagram shows pH variational trend of water-rock reaction according to the particle size and reaction time (min: minute, hr: hour).

를 각각 분리한 시료를 준비하였다. 실험에서 반응 24시간 경과 후에는 pH 변화가 거의 없는 평형상태에 도달하는 점을 고려하여 반응시간을 24시간으로 설정하였다. 실험결과 장석반암에서 중류수로 용출된 성분들의 함량은 Table 2와 같고, 이를 그림으로 도시하면 그림 Fig. 6과 같다. Fig. 6에서 보는 바와 같이, 각 성분들의 용출량은 석기에서는  $Ca > Na > Si > K > Mg$ , 반정에서는  $Ca > K > Na > Mg \approx Si$ , 그리고 전암에서는  $Ca > Na > Si \approx K \approx Mg$  순이다. 장석반암의 모든 시료에서 공통적으로 우세하게 용출되는 성분은 Ca이다. 그리고 각 성분들의 용출량은 석기 > 반정 > 전암의 순서를 보이는데, 특히 석기에서 용출량이 현저하게 높다. 반면 화강암에서 용출되는 각 성분들의 함량은  $Na \approx K > Ca > Si \approx Mg$  순으로서 장석반암의 시료와는 다르게 Na, K 성분의 상대적 용출이 우세하지만 그 총합량은 장석반암에 비하여 매우 낮은 편이다. 이상에서 장석반암은 화강암에 비

**Table 1.** The data of pH variation in water-rock reaction according to the particle size and reaction time

size	reaction time												
	0	5min	10min	20min	30min	1hr	2hr	6hr	12hr	24hr	36hr	48hr	72hr
coarse	5.9	7.4	7.5	7.6	7.7	7.7	7.5	7.5	7.5	7.3	7.4	7.4	7.4
medium	5.9	8.5	8.6	8.6	8.6	8.5	8.3	7.8	7.7	7.6	7.6	7.6	7.6
fine	5.9	9.5	9.5	9.5	9.4	9.4	9.4	9.0	8.7	8.6	8.5	8.5	8.5
fine granite	5.9	8.5	8.5	8.7	8.6	8.6	8.5	7.8	7.5	7.4	7.3	7.3	7.3

**Table 2.** The concentration data of elements extracted to the water from groundmass, phenocryst, feldspar porphyry, and granite

sample	element (ppb)				
	Ca	Na	K	Mg	Si
matrix	8442	5242	2067	1083	3118
phenocryst	3575	619	1412	233	222
feldspar porphyry	4632	821	574	463	583
granite	514	1304	1160	107	217

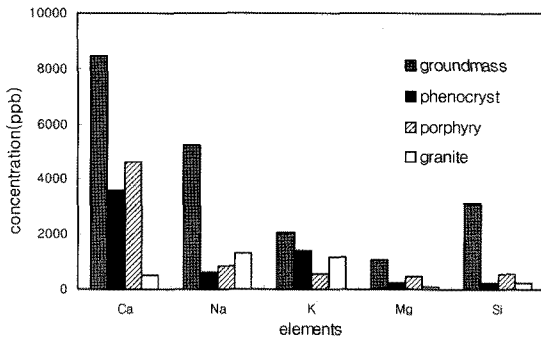


Fig. 6. The diagram shows extracted elements from groundmass, phenocryst, feldspar porphyry, and granite.

하여 용출성분의 함량과 그 상대적 비율이 서로 다른 특성을 보인다.

**용출 특성:** 용출실험 결과 장석반암은 일반 화강암에 비하여 용출성분의 함량과 그 성분비가 서로 다른 특성을 보인다. 장석반암은 Na, K 성분의 용출이 우세한 화강암에 비하여 Ca 성분의 용출이 특히 현저하다. 규산염 광물의 용해 기원인 물의 화학성분 중 그 대부분은 사장석으로부터 기원하며 정장석은 화학적으로 안정하여 물의 화학조성에 대한 공헌도는 상대적으로 미흡하다(Garrels and Mackenzie, 1967). 또한 방해석은 사장석에 비해 훨씬 높은 반응성을 가지고 있어 소량의 방해석도 용액의 화학성분에 매우 큰 영향을 미친다(Bowser and Jones, 2002). 따라서 화강암의 시료에서 Na, K 성분의 용출은 사장석의 용해에 주로 기인하는 것으로 추정된다. 장석반암에서 각 성분들의 용출량이 방해석과 같은 열수변질 광물이 많이 산출되는 석기에서 특히 높고, 용출성분의 대부분이 Ca라는 점은 장석반암의 이온 용출특성이 방해석의 용해와 관련이 깊은 것으로 해석된다. 장석반암과 화강암의 물-암석 반응에서 pH 변화의 차이도 사장석과 방해석의 반응특성에 기인하는 것으로 추정된다. 일반적으로 규산염 및 탄산염 광물은 가수분해 과정을 통해 약산과 상대적으로 강한 알칼리를 만들어 용액의 pH는 증가한다(Appelo, 1994), 화강암에 비해 장석반암과 반응한 용액에서 pH의 상승 폭이 크고 더 알칼리성을 띠는 것은 사장석 보다 반응성이 큰 방해석의 용해특성에 기인하는 것으로 해석된다.

### 흡착 실험

장석반암의 중금속 흡착특성을 검토하기 위한 실험에서 반응용액의 시간에 따른 중금속 농도, 흡착율 그리고 pH 변화 결과는 Table 3과 같고, 이를 그래프로 도시하면 Fig. 7과 같다.

**Pb 흡착:** Fig. 7a에서 보는 바와 같이 pH가 4.1인 Pb 용액은 세립질의 장석반암과 반응하여 pH가 급격히 상승하였다가 서서히 낮아지면서 pH가 8.7인 약 알칼리성으로 변화되었다. 중립질과 조립질의 장석반암과 반응한 중금속 용액은 세립질에 비하여 pH가 완만하게 증가하다가 pH가 각각 8.2, 8.0으로 변화되었다. 중금속 용액과 24시간 반응한 장석반암의 시료 입자가 세립질일수록 pH가 높은 특성을 보인다.

약 1 ppm의 Pb 표준용액이 조립질, 중립질 그리고 세립질로 분쇄된 장석반암 시료와 반응하여 1시간 경과 후에는 99.8%의 Pb가 흡착되었다. 표준용액과 맥반석의 반응결과 Pb의 농도가 음용수 수질기준 규제치인 50 ppb 이하로 도달하는 시간은 세립질의 경우 1시간, 중립질의 경우 6시간, 조립질의 경우 12시간이 소요되어 Pb는 세립질로 분쇄된 장석반암 시료에서 더 효과적으로 흡착될 수 있음을 알 수 있다. 그러나 24시간이 경과되면 입자 크기에 상관없이 대부분의 Pb가 흡착되어 용액 내 Pb의 농도가 음용수 수질기준 규제치인 50 ppb 이하로 나타났다.

**As 흡착:** Fig. 7b에서 보는 바와 같이 pH가 3.8인 As 용액은 세립질의 장석반암과 반응하여 pH가 급격히 상승하였다가 감소하면서 pH가 8.4인 약알칼리성으로 변화되었다. 중립질과 조립질의 장석반암과 반응한 중금속 용액은 세립질에 비하여 pH가 완만하게 증가하여 pH가 8.0, 7.6으로 변화되었다. 중금속 용액과 24시간 반응한 장석반암의 시료입자가 세립질일수록 pH가 높은 특성을 보인다.

약 1 ppm의 As 표준용액이 장석반암과 반응할때 세립질 시료의 경우 반응 1시간 경과 후에는 상당량의 As가 흡착되었으나 조립질과 중립질 장석반암 시료 입자의 경우 As 흡착효과는 미미한 것으로 나타났다. 반응 24시간 경과 후 As의 흡착율은 세립질 시료입자의 경우에도 25.6%에 불과하였다. 중금속 용액과 장석반암의 반응결과에 의한 As의 흡착은 세

**Table 3.** The data of heavy metal concentration, pH and adsorption capacity from the solution reacted with feldspar porphyry according to particle size and reaction time. A: concentration (ppb), B: pH, C: adsorption (%)

heavy metal	size of powder		reaction time				
			0hr	1hr	6hr	12hr	24hr
Pb	fine	A	989	2	1	2	2
		B	4.1	9.2	9.0	8.8	8.7
		C	-	99.8	99.9	99.8	99.8
	medium	A	989	230	29	23	16
		B	4.1	7.2	8.2	8.4	8.2
		C	-	76.7	97.0	97.6	98.3
	coarse	A	989	299	147	65	17
		B	4.1	6.5	7.8	7.7	8.0
		C	-	69.7	85.1	93.4	98.2
As	fine	A	1012	831	793	780	753
		B	3.8	8.7	8.6	8.4	8.4
		C	-	17.8	21.6	22.9	25.6
	medium	A	1012	968	924	937	945
		B	3.8	4.5	6.1	7.6	8.0
		C	-	4.3	8.7	7.4	6.6
	coarse	A	1012	997	971	969	983
		B	3.8	4.1	5.5	7.0	7.6
		C	-	1.4	4.0	4.2	2.8
Cu	fine	A		69	21	8	8
		B	5054	6.6	7.1	7.5	7.6
		C	2.8-	98.6	99.5	99.8	99.8
	medium	A	5054	4542	4090	3780	3065
		B	2.8	3.2	3.3	3.7	4.9
		C	-	10.1	19.0	25.2	39.3
	coarse	A	5054	4784	4468	4253	3983
		B	2.8	3.0	3.2	3.6	4.1
		C	-	5.3	11.5	15.8	21.1
Fe	fine	A	4991	133	143	152	151
		B	3.8	7.0	7.8	7.7	7.8
		C	-	97.3	97.1	96.9	96.9
	medium	A	4991	3204	1662	353	135
		B	3.8	3.3	3.8	4.6	6.1
		C	-	35.8	66.7	92.9	77.2
	coarse	A	4991	3976	2720	1195	269
		B	3.8	3.1	3.6	4.0	5.2
		C	-	20.3	30.5	76.0	94.6

립질 시료일수록 효과가 높지만, As의 응용수 수질기준 규제치인 50 ppb 이하로의 흡착효과는 없는 것으로 판단된다.

**Cu 흡착:** Fig. 7c에서 보는 바와 같이 pH가 2.8인 Cu 용액은 세립질의 장석반암과 반응하여 pH가 상승하면서 pH가 7.6으로 변화되었다. 중립질과 조립질의 장석반암과 반응한 중금속 용액은 pH가 완만하게 증가하다가 pH가 4.9, 4.1로 변화되었다. 중금속 용액과 24시간 반응한 장석반암의 시료입자가 세립질

일수록 pH가 높은 특성을 보인다.

약 5 ppm의 Cu 표준용액이 세립질 입자 시료와 반응하여 1시간 경과 후에는 98.6%의 Cu가 흡착되었으며 24시간이 지난 후에는 99.8%가 흡착되었다. 그러나 중립질과 조립질 입자의 경우 24시간 경과 후 흡착율은 각각 39.3%, 21.1%에 불과하다. 조립질과 중립질 입자의 경우 세립질의 경우와는 달리 Cu의 응용수 수질기준 규제치인 1 ppm 이하로의 Cu 흡착효과는 없는 것으로 판단된다.

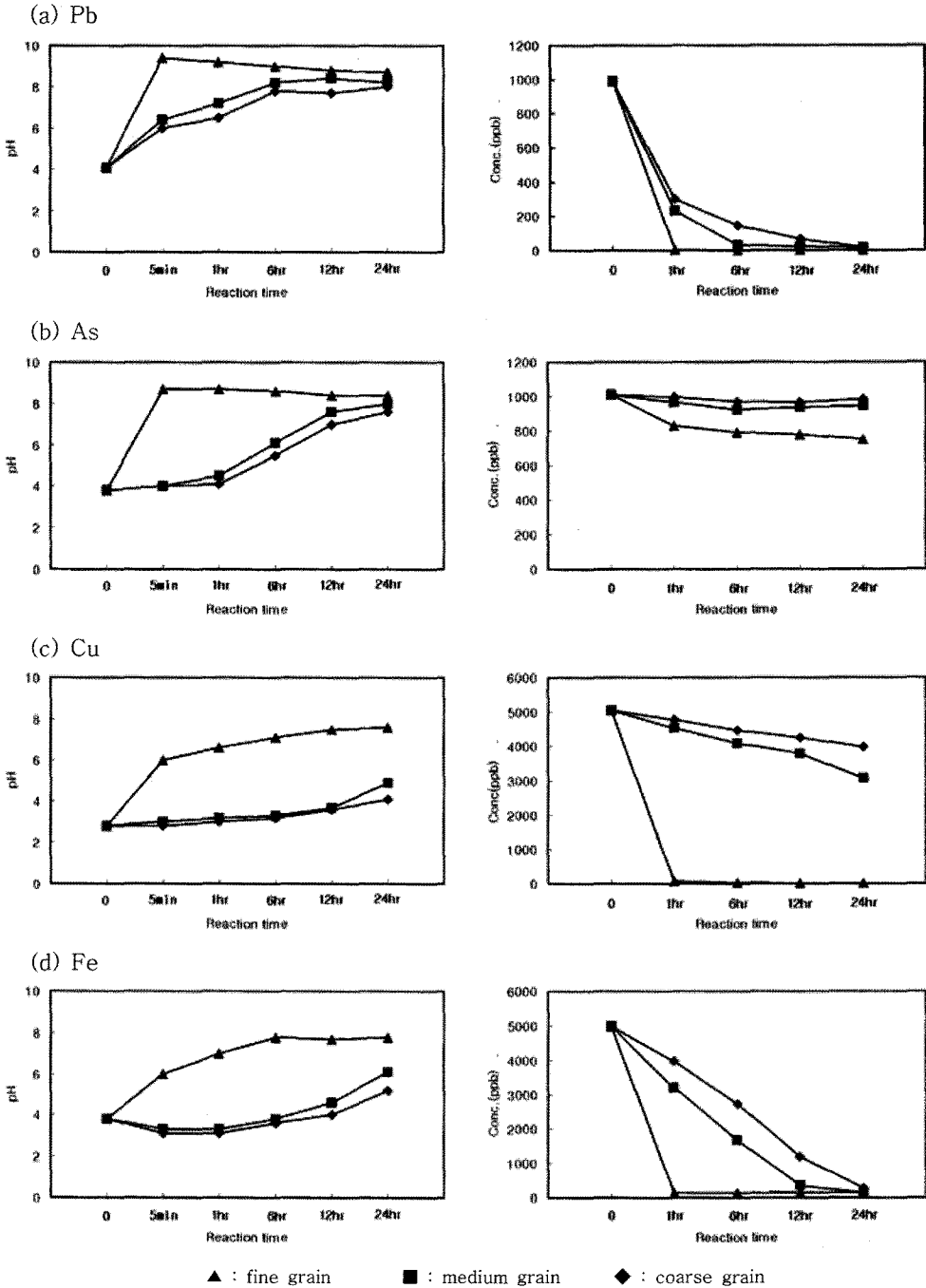
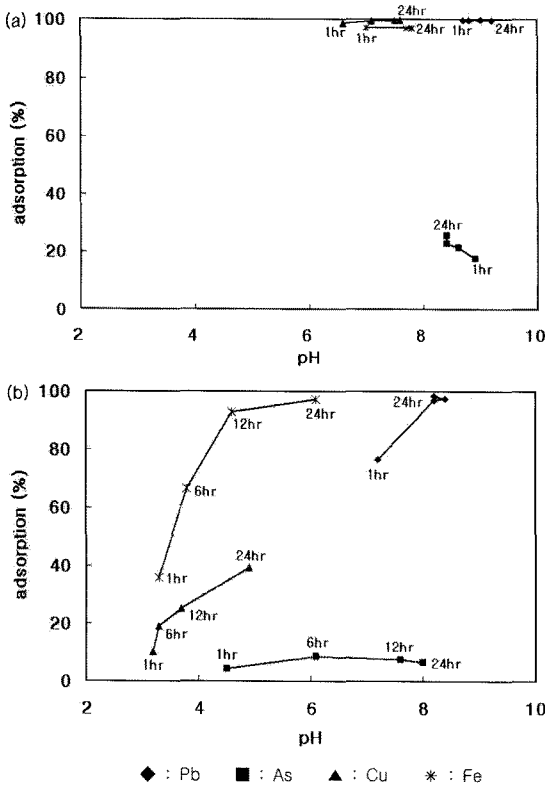


Fig. 7. The diagrams show the variational trends of pH and heavy metal concentration in the solution reacted with feldspar porphyry according to the particle size and reaction time.

Fe 흡착: Fig. 7d에서 보는 바와 같이 pH가 3.8인 Fe 용액은 세립질의 장석반암과 반응하여 pH가 상승하면서 pH가 7.8로 변화되었다. 중립질과 조립질의 장석반암과 반응한 중금속 용액은 pH가 완만하게 증

가하다가 pH가 6.1, 5.2로 변화되었다. 중금속 용액과 24시간 반응한 장석반암은 시료입자가 세립질일수록 pH가 높은 특성을 보인다.

약 5 ppm의 Fe 표준용액이 세립질 입자 시료와 반



**Fig. 8.** The diagrams show the variatioanal trends between adsorption capacity and pH in the solution reacted with fine (a) and medium (b) grained sample according to the reaction time from 1 to 24 hours.

응하여 1시간 경과 후에는 97.3%의 Fe가 흡착되었으며 그 이후 24시간이 지난 후에는 Fe의 농도변화가 거의 없어 더 이상의 흡착은 일어나지 않은 것으로 판단된다. 중립질과 조립질 입자 시료에서는 24시간 경과 후 Fe의 흡착율은 각각 97.2%, 94.6%이다. Fe의 용용수 수질기준 규제치인 300 ppb 이하로 Fe가 흡착되는데 걸리는 반응시간은 세립질의 경우 1시간, 중립질의 경우 12시간 그리고 조립질의 경우 24시간이 소요되었다.

**흡착 특성:** Fig. 8은 세립질과 중립질 시료의 중금속 흡착실험 결과를 반응 1시간에서 24시간 동안의 흡착율-pH 관계를 도시한 것이다. As를 제외한 Pb, Fe, Cu 용액은 세립질 장석반암과의 반응에서 pH 상승이 급격히 일어나며, 반응 1시간 내 거의 대부분의 중금속이 흡착되었다. 반응 1시간 이후에서 24시간 경과까지 중금속의 흡착율의 변화는 거의 없으며 pH

의 변화폭도 매우 적다(Fig. 8a). 중립질 시료와의 반응에서는 반응시간 경과에 따라 pH가 완만하게 상승하나 Fe, Cu 용액은 pH의 상승 폭이 작아 산성의 pH를 보인다. pH의 상승에 따라 중금속의 흡착율도 증가하며, 반응 24시간 경과 후 Pb와 Fe의 흡착율은 각각 98.3%, 97.2%에 달한다(Fig. 8b).

진호일과 민경원(2000)은 화강암 석분슬러지와 중금속 폐수와의 반응에서 초기 pH가 증가함에 따라 Pb, Cu가 모두 초기농도의 97% 이상이 제거되었다고 보고하였다. 정찬호와 김수진(2003)은 중금속의 흡착율이 점토광물의 광물학적 영향보다는 수용액의 화학적 조건이 더 큰 영향을 미치며, 특히 pH가 증가함에 따라 흡착율이 크게 증가한다고 보고하였다. 이번 연구에서도 pH와 중금속 흡착율은 비례적 상관관계를 보이는데, 이는 반응초기 방해석의 용해에 의한 급격한 pH 상승에 따라 중금속 흡착이 크게 증가하는 것으로 해석된다. 중금속 원소들의 흡착특성에 영향을 줄 수 있는 요인들은 이번에 검토된 입자의 크기와 pH 요인 외에도 중금속 함량과 관련된 이온강도, 그리고 용존 이온종의 수와 관련된 이온경쟁도 등이 있다. 장석반암의 중금속 흡착체로서의 활용을 위해서는 이러한 변인들을 고려한 추가적인 실험연구가 필요하다.

## 결론

백반석으로 불리는 연구대상 암석은 중성 화성암류가 프로필리티틱 변질작용을 받아 녹니석, 방해석등의 이차 변질광물들을 다량 포함하는 변질 장석반암이다. 변질 장석반암에서 용출되는 주요 성분은 Ca와 Na이며, 이들 성분은 장석 반정보다는 방해석, 녹니석과 같은 변질광물을 다량 포함하는 석기에서 그 용출량이 더 많다. 변질 장석반암에 의한 중금속의 흡착특성을 규명하기 위한 중금속 용액-암석 반응실험 결과를 요약하면 다음과 같다.

1. 세립질 입자 시료와 중금속 용액의 반응에서는 반응초기에 pH와 흡착율이 급격히 상승하였다. As를 제외한 Pb, Fe, Cu는 반응 1시간내 거의 대부분의 중금속이 세립질 입자 시료에 흡착되었다.

2. 중립질 및 조립질 입자 시료와 중금속 용액의 반응에서는 반응시간 경과에 따라 pH와 흡착율이 완만하게 상승하였다. 반응 24시간 경과 후 Pb와 Fe는 거의 대부분이 흡착되었다.



3. 변질 장석반암은 Pb, Cu, Fe를 음용수 수질기준 규제치 이하로 흡착제거 할 수 있어 음용수에 대한 중금속 흡착제로서의 활용 가능성이 높을 것으로 판단된다.

## 사 사

이 연구는 대전대학교 교원 해외연구기간에 수행되었다.

## 참고문헌

김상규, 김덕수, 이민규, 1999, 천연 및 전처리제올라이트에 의한 2가 중금속 이온제거능의 비교검토. 한국환경과학회지, 8, 399-409.

김중부, 신명국, 성낙환, 최문정, 김경수, 이동석, 2000, 맥반석의 용출시험 및 중금속 흡착특성. 강원대학교 산업기술연구소 논문집, 20, 1-6.

농림수산부, 1995, 맥반석 가공제품의 식품 저장 · 가공 활용을 위한 기초조사연구. 농림수산특정연구사업 연구보고서, 91 p.

신대운, 임동수, 2001, 맥반석과 황산반토를 이용한 중금속 제거에 관한 연구. 조선대학교 환경연구, 17, 1-17.

심상권, 박진태, 김태삼, 2000, 제올라이트를 이용한 중금속 원소들의 흡착특성. 대한환경과학회지, 13, 96-99.

엄수학, 김항목, 오양호, 황진연, 임정부, 김양희, 1999, 광물약으로서의 중원 맥반석의 광물학적 및 암석학적 특징에 관한 연구. 한국광물학회 · 암석학회 공동학술발표 논문집, 44-47.

연익준, 김광렬, 1999, 맥반석과 점토로 성형한 흡착제에 의한 수중의 중금속 흡착. 대한위생학회지, 14, 150-157.

이재호, 1998, 맥반석 원적외선 흡수의 개발에 관한 연구. 밀양산업대학교 논문집, 6, 397-400.

이덕배, 이경보, 이상복, 한상수, 일견창남, 1998, 인공 제올라이트를 이용한 폐수중의 중금속 흡착. 한국토양비료학회지, 31, 61-66.

정찬호, 김수진, 2003, 점토의 중금속 흡착에 대한 통계모델링. 지질공학, 13, 369-378.

진호일, 민경원, 2000, 중금속 흡착제로서 석분슬러지의 활용 가능성. 자원환경지질, 33, 519-524.

주소영, 김상호, 윤철, 이명선, 위미경, 김광렬, 1999, 맥반석을 이용한 수중의 Pb 흡착 특성. 충북대학교 산업과학기술연구소, 13, 61-68.

최석원, 김억수, 1996, 의학환경 지구화학. 춘광출판사, 서울, 179 p.

환경부, 2006, 먹는물 수질기준 및 검사 등에 관한 규칙. 환경부령 제210호

황진봉, 양미옥, 김민아, 박성훈, 1996, 한국산 맥반석의 미세탈 용출 및 중금속제거 효과. 한국분석과학회지, 9, 310-320.

황진연, 1997, 맥반석과 황토의 특성과 활용. 한국광물학회 산업광물 심포지움, 88-99.

Appelo, C.A.J., 1994, Cation and proton exchange, pH variations, and carbonate reactions in a freshening aquifer. Water Research, 30, 2793-2805.

Bowser, C.J. and Jones, B.F., 2002, Mineralogic controls on the composition of natural water dominated by silicate hydrolysis. American Journal of Science, 302, 582-662.

Garrels, R.M. and Mackenzie F.T., 1967, Origin of the chemical composition of some springs and lakes. In Gould R.F. (ed.), Equilibrium Concepts in Natural Water Systems. Advances in Chemistry Series, 67, 222-242.

John, R.S. and Rhomas, M.K., 1984, Powder Activated Carbon Treatment Process Mechanism. Journal Water Pollution Control Federation, 56, 144-150.

Msaky, J.J. and Calvet, R., 1990, Adsorption behavior of copper and zinc in soils: Influence of pH on adsorption characteristics. Journal of Soil Science, 150, 513-521.

Nourbakhsh, M., Sag, Y., Ozer, D., Aksu, Z., Katsal, T., and Calgar, A., 1994, A comparative study of various biosorbents for removal of Chromium ions from industrial wastewater. Process Biochemistry, 29, 1-5.

Reed M.H., 1997, Hydrothermal alteration and its relationship to ore fluid composition. In Barnes H.L. (ed.), Geochemistry of hydrothermal ore deposits (3rd ed.). Jhon Wiley and Sons, 311 p.

Schneither, R.W., Dargun, J., and Kalinowski, T.W., 1985, A Carbon Adsorption Isotherm Test for Volatile Organic Chemicals in Water. Journal Water Pollution Control Federation, 57, 403-405.

Seidal, H., Loser, C., Zehndorf, A., Hoffmann, P., and Schmerold, R., 2004, Bioremediation process for sediments contaminated by heavy metals, feasibility study on a pilot scale. Environmental Science and Technology, 38, 1582-1588.

Thornton, I., 1983, Applied Environmental Geochemistry. Academic Press, London, UK, 501 p.

Wobeser, G., Nielson, N.O., and Dunlop, R.H., 1970, Mercury concentration in tissues of fish from the Saskatchewan River. J. Fish. Res Board Canada, 27, 830-834.