

《原著》

Pilot 규모의 경사판 침전지 시험을 통한 국내 석탄광산배수내 부유물질의 지구화학적 반응특성 및 조정영향

이상훈^{1*} · 오민아² · 이재영² · 권은혜¹ · 김도영¹ · 김덕민³

¹가톨릭대학교 환경공학전공

²서울시립대학교 환경공학부

³한국광해관리공단 광해기술연구소

Geochemical Reaction Processes and Controls on the Coal Mine Drainage using Pilot-scale Inclined Clarifiers

SangHoon Lee^{1*} · Minah Oh² · Jai-Young Lee² · Eunhye Kwon¹ · Doyoung Kim¹ · DukMin Kim³

¹Department of Environmental Engineering, The Catholic University of Korea

²Department of Environmental Engineering, The University of Seoul

³Mine Reclamation and Technology Center, Mine Reclamation Corporation

Abstract

Fine suspended solids from coal mine drainage were treated in the treating plant, using two different pilot-scale inclined clarifiers: radial and lamella types. Suspended solids in the mine drainage were monitored along with other geochemical factors, and metal contents. Fe and Mn are the main chemical components in the drainage, which exist predominantly as total metal forms, whereas dissolved portion is negligible. The raw mine drainage is subject to physical and chemical treatment using CaCO₃ and NaOH, therefore the suspended solids are thought to be composed of Fe and Mn precipitates, possibly Fe(OH)₃, along with carbonate precipitates. The elemental composition of precipitates are confirmed by SEM-EDS analysis. As nearly all the dissolved ions were precipitated in the primary process by CaCO₃, no further aeration or prolonged oxygenation are of necessity in this plant. Adoption of inclined clarifier proved to be effective in treating fine suspended solids in the current plant. Successful application of the inclined clarifier will also be beneficial to improve the current treating process by excluding the current application of chemical agent in the first stage. The final effluents from the pilot plant meet the national standards and the low dissolved Fe and Mn contents are expected not to cause secondary precipitation after discharge.

Key words : Coal mine drainage, Suspended solids, Fe precipitates, Sand bed, Inclined clarifier

1. 서 론

광산 배수로 인한 주변 환경오염을 최소화하기 위한 노력이 최근 지속되어온 가운데 관리 대상이 되는 물질의 범위가 산도, 미량원소 뿐 아니라 상대적으로 덜 관심을 받았던 미세부유물질에 대해서도 확대되고 있다(Mulligan et al., 2009; Gozan and Wulan., 2011). 미세부유물질은 심미적 요인과 함께 탁도 증가, 태양광 차단 등으로 생태계에 영향을 미친다. 또한 다양한 중금속과 동반하여 주

변 수계와 지반환경을 오염시키며, 생태 위해성을 증가시킨다(Sullivan and Drever, 2001; Davison et al., 2008; Cavanagh et al., 2010). 미세부유물질 처리는 전통적인 사여과 방식이 많이 적용되고 있다. 일부 광산배수 처리 현장에서는 침강 효율을 증대시키기 위하여 기존의 침전조가 아닌 경사판이나 격자형 침전조를 채택하기도 하였다. 사여과는 경제적이며 비교적 그 효율이 우수하고 운전이 단순한 장점들이 있는 반면 침전물 형성으로 인한 처리수의 편류 및 막힘 등으로 인한 수명 감소와

*Corresponding author : slee@catholic.ac.kr

원고접수일 : 2013. 11. 22 심사일 : 2013. 12. 5 게재승인일 : 2013. 12. 6

질의 및 토의 : 2014. 2. 28 까지

효율 저하 현상들이 보고되기도 한다(Healy et al., 2007; Elbana et al., 2012; Lee et al., 2012). 특히 폐광산에서 발생하는 광산배수는 특징적으로 높은 농도의 Fe, Mn 이 용존 형태로 배출되며, 산소와 접촉을 하면서 침전형태로 바뀌면서 미세 부유물질을 형성하는 원인이 되기도 한다(Eckenfelder, 2008; Lee et al., 2008; Cavanagh et al., 2010).

사여과를 이용한 부유물질 처리 개선방안에는 기존의 사여과 운전 효율을 높여 부유물질의 제거 효율을 높이는 방법, 사여과 이전의 침전 효율을 높이는 방법, 보수비용을 저감하기 위해서 사여과의 매질을 개선하는 방법 등이 있다. 또한 용존 상태로 있다가 최종 방류 후에 재침전되어 부유물질로 형성되는 것을 방지하기 위해서 폭기등의 방법을 통해 광산배수에 함유된 Fe, Mn 성분들을 방류 전에 침강시켜 제거해야한다.

본 연구는 국내 폐광산의 광산 배수 처리 공정에 설치된 기존의 사여과조 운전 효율과 미세부유물질 저감 효율을 개선하고자 시작되었다. 즉, 사여과 매질 개선에 관한 선행과제를 통해 현재 사용하고 있는 규사와 활성탄의 혼합이 최적 매질임을 확인하였으며(Lee et al., 2012; Oh et al., 2012), 특히 활성탄이나 무연탄은 중금속 제거에도 효율이 있었음을 보고하였다(Janiyak, 1992; Koohestanian, 2008). 또한 일반 침전조와 함께 경사판 침전조를 이용한 실내 시험을 통해 경사판 침전방법이 더 효율이 높았으며 이를 바탕으로 광산배수 처리 현장에 좀 더 큰 규모의 pilot 장치를 설치하여 실제 공정에 적용이 가능한지를 알아보고자 하였다. 연구가 진행된 H 광산의 경우 1차적으로 가성소다 내지 소석회를 이용한 물리화학적 처리를 거친다. 이후 침전조를 거쳐 최종적으로 사여과조를 통해 방류가 되는데, 이 때 침전조의 효율을 높일 경우 사여과조의 부하를 줄여 운전성과 처리성능을 개선 할 수 있을 것이다. 현장에 설치된 경사판 침전조는 기존의 침전조가 원형임을 감안하여 장방형이 아닌 원형 침전조로 제작하였으며 각 원형침전조에 대해 경사판을 방사형과 팔각형으로 제작하였으며 총 3회에 걸쳐 40일 이상, 체류 시간을 변경하면서 반복하여 가동 하였다. 이에 따른 처리 효율은 별도의 논문(Oh et al., 2013)에 기술하였다. 본 연구는 경사판 가동시 미세 부유물질과 미량원소들의 처리 효율을 제어하는 지구화학 반응 과정을 고찰하며, 다양한 지구화학 인자들의 조정 영향을 고찰하여, 부유물질 제거 효율을 제어하는 정량적 운전 인자들을 도출하고자 한다. 연구 결과는 기존의 처리 공정의 효율과 운전 조건을 개선 할 뿐 아니라 기존의 물리, 화학적 처리를 대체할 수

있는 개선된 침강, 여과 공정의 대안을 제시할 수 있을 것이다. 특히 에너지와 인력을 최소화 할수록 유리한 폐광산 배수 처리 공정을 단순화시켜 효율성과 함께 경제성을 대폭 개선 할 수 있을 것으로 기대된다.

2. 시험 및 분석방법

2.1. 경사판 제작 및 운영

본 연구에 적용된 침전조는 원형침전조로 규모는 125 L/h이며, 각 원형침전조의 경사판은 방사형과 팔각형의 두 가지 다른 형태로 제작하였다. 기존 연구결과를 바탕으로 효율성과 경제성을 고려하여 활성탄(Granular Activated Carbon, GAC)과 무연탄(Anthracite)을 본 연구의 여과매질로 사용하였다(Eckenfelder, 1989). 원형 침전조 후단에는 앞서 선정된 활성탄과 규사, 무연탄과 규사를 혼합한 사여과조를 각각 설치하였다. 도합 총 4가지의 조합은 다음과 같다.(1) 방사형-활성탄/규사 혼합 사여과, (2) 방사형-무연탄/규사 혼합 사여과, (3) 팔각형-활성탄/규사 혼합 사여과, (4) 팔각형-무연탄/규사 혼합 사여과 이다.

경사판이 적용된 원형침전조는 유량을 750 L/day, 1500 L/day, 3000 L/day로 총 3번을 반복, 운영되었으며 이에 따라 체류시간을 6시간, 3시간, 1.5시간 등으로 조정해가며 약 40여 일간 가동하였다. 경사판과 관련한 자세한 규격과 운영방식은 (Oh et al., 2013)에 기재하였다.

2.2. 시료 채취

본 연구에서의 시료 채취 지역은 강원도 태백시 소도동에 위치한 H 석탄광산이다. 광산배수 내 미세부유물질과 중금속 농도를 측정하기 위해서 원수가 흐르는 지점, 원형침전조에서 월류되는 지점, 원형침전조 후단의 사여과조를 통과한 지점에 대해 ICP 분석용과 SS 측정용 각각 1L씩을 채수하였다. 시료채취빈도는 초기 24시간부터 시작하여 시간이 경과하면서 48시간, 72시간으로 조정하여 채취하였다.

2.3. 분석방법

2.3.1. 부유물질

광산배수 내 부유물질의 측정은 수질오염공정시험기준에 따라 진행되었다. 부유물질 측정은 유리섬유 여지법에 따랐으며, 미리 무게를 단 유리섬유 여지(GF/C, 1.2 μ m)를 여과기에 부착하여 1 L 시료를 여과시킨 후 항량으로 건조하여 무게를 달아 여과 전과 여과 후의 유리섬유 여지의 무게를 산출, 부유물질의 양을 구했다.

2.3.2. 광산배수 내 원소 분석

광산배수 내 원소 분석은 비소(As), 알루미늄(Al), 카드뮴(Cd), 구리(Cu), 철(Fe), 망간(Mn), 납(Pb)을 대상으로 ICP-OES(Genesis, Spectro, Germany)를 이용하여 분석하였다. 원소분석은 총 중금속 이온과 용존 중금속 이온의 두 가지 형태로 나눠서 행해졌다. 총 중금속 이온의 분석은 수질오염공정시험기준과 표준방법(APHA, AWA, WEF, 2005)에 준하여 실시하였다. 즉, 시료 채취 후 1 L당 1.5 ml의 질산을 넣은 후 실험실로 가져와 GF/C 여과지를 거친 후 바로 측정을 하였다. 총 중금속이 아닌 용존 중금속의 농도는 채취 후 0.45 micron 필터를 이용하여 부유물질을 제거한 후, 미량의 농질산을 첨가한 후 측정하였으며 이 역시 채취 후 실험실로 옮겨진 후 24시간 이내 분석을 실시하였다.

2.3.3. 현장 분석

pH, 산화환원전위, 전기전도도 및 탁도는 현장에서 시료 채취 즉시 측정하였다. pH와 전기전도도의 측정은 멀티미터기(WQC-24, Toa-DKK, Japan)를 이용하여 측정하였으며, 탁도는 탁도측정기(ORION STAR A222, Thermo Scientific, USA)를 이용하여 측정하였다. 산화환원전위는 미터기(ORION STAR A221, Thermo Scientific, USA)에 산화환원전위 전극을 이용하여 측정하였다.

2.3.4. SEM-EDS 분석

주사전자현미경(SEM : Scanning Electron Microscopy) 분석은 침적한 미세부유물질의 형태 및 분포를 알아보기 위한 목적으로 이루어졌으며, 에너지 분산 성분분석(EDS : Energy Dispersive X-ray Spectroscopy)은 침적된 미세부유물질의 구성성분을 알아보기 위한 목적으로 사용되었다. 원형침전조의 슬러지와 원형침전조 후단의 사여과조에 대해서 SEM(S-4800, HITACHI, Japan)과 EDS분석(EDX S-10, Oxford, England)을 하였으며, 분석은 가톨릭대학교 공동기기센터에서 이루어졌다.

3. 결과 및 토의

3.1. 부유물질과 광산 배수의 특성

3.1.1. 화학 조성

광산 배수 원수와 경사판 침전조 채취 시료 및 최종 방류수 내 부유물질 광산 배수의 화학조성은 Table 1에 정리하였다. 원소들 중 Fe와 Mn의 전체농도와 용존 농도는 원수에서보다 최종 방류수에서 더 큰 차이를 나타낸다. 이는 원수에서 아직 산화되기에 충분하지 않은 상태에서 상대적으로 용존상태로 더 많이 존재하는 반면, 최종 방류수의 경우 침전조 등에서 충분히 반응을 거쳐 용존성 이온들이 대부분 침전물로 전환되었음을 시사한다. Table 2에 나타낸 부유물질은 경사판 침전조에서 채취한 것으로 1차 물리화학적 처리를 거친 1차 처리수에서 생성, 침전된 것이다. 화학조성을 보면 Fe와 Ca가 다량 함유되어있으며 Mn은 0.54%로 매우 소량을 나타낸다. 광화대의 황철석 영향으로 Fe와 S가 많이 함유되어 있다.

3.1.2. SEM-EDS

경사판에서 채취한 부유물질과 사여과 반응조에서 매질과 함께 채취한 부유물질 들의 특성을 비교, 관찰하였다. 화학조성에서 확인된 바와 같이 Fe, Mn 침전물이 주로 관찰된다. 경사판 침전지에서 관찰된 부유물질 입자들과 최종 사여과 반응조 중 무연탄 혼합조를 통과한 부유물질에서 관찰된 입자들에 비해 Si와 Al 등이 상대적 함량이 증가함을 알 수 있다(Fig. 1). 따라서 대부분의 부유물질들은 경사판에서 철산화물이나 일부 망간 산화물로 제거됨을 확인할 수 있다.

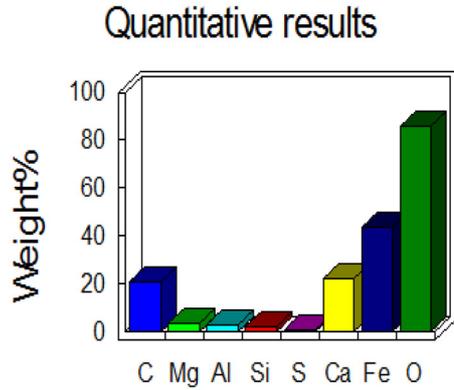
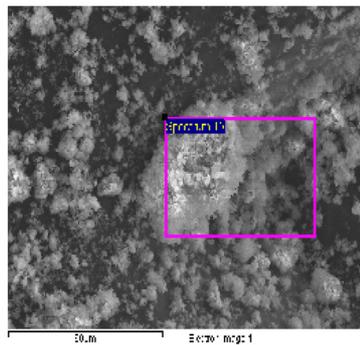
3.2. 탁도와 부유물질 농도

탁도는 부유물질 농도와 연관되며 탁도를 통하여 간접적으로 부유물질의 농도를 예측할 수 있다(Packman et al., 1999). Fig. 2에 탁도와 부유물질간의 관계를 표시하였다. 이중 (a)의 경우 사여과조를 거친 최종 방류수의 결

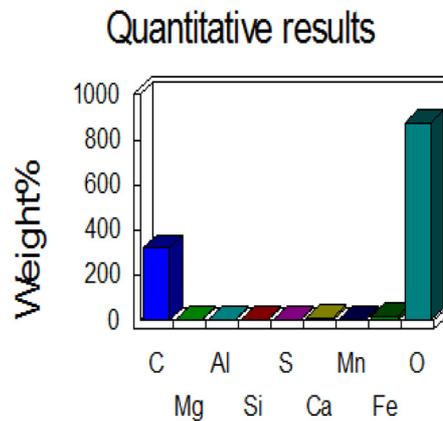
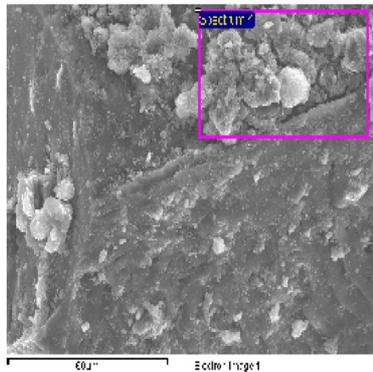
Table 1. Chemical composition of mine drainage (unit: mg/L)

	pH	ORP (mV)	SS	As	Al	Cd	Cu	Fe	Mn	Pb
Raw Mine drainage (total)	8.50	195	310.0	<0.001	2.723	<0.002	<0.005	48.307	12.821	<0.005
Raw Mine drainage (dissolved)	-	-	-	<0.001	-	<0.002	<0.005	19.550	5.117	<0.005
Final Effluent (total)*	7.71	145	2.30	<0.001	0.545	<0.002	<0.005	0.651	0.641	<0.005
Final Effluent (dissolved)	-	-	-	<0.001	-	-	<0.005	0.001	0.063	-

* Average for 1st cycle of Radial/Activated Carbon sand bed



(a)



(b)

Fig. 1. SEM images and EDS for suspended solids (a) Radial sedimentation tank, (b) Sand filtration bed.

Table 2. Chemical composition of suspended solids

(unit: mg/Kg)

	MgO	SO ₃	CaO	MnO ₂	Fe ₂ O ₃	ZrO ₂	Al ₂ O ₃	SiO ₂	ZnO
SS	7.41	1.96	58.10	0.54	23.76	0.10	2.41	5.44	0.03

과이며, (b)는 경사판 침전조의 결과로써, 경사판 침전조에서 채취한 시료에서의 탁도와 부유물질 상관관계가 사여과조를 거친 최종 방류수보다 더 좋은 상관관계를 나타낸다. 이는 침전조에서 부유물질의 탁도 기여도가 최종 방류수보다 상대적으로 높다는 의미로 해석이 가능하며 사여과조에서 그만큼 부유물질의 제거가 추가적으로 이루어졌음을 시사한다. 부유물질과 함께, 고분자 물질이나 기타 색도 기여물질 등 다른 인자들의 탁도 기여도가 상대적으로 증가하였을 것이다.

3.3. Fe, Mn과 부유물질

Fe와 Mn은 미세부유물질을 야기하는 중요한 물질로, 환

원 상태에 있던 광산배수의 경우 방류되면서 환원상태의 Fe²⁺ 형태에서 방류 후 산화상태에서 재 침전되면서 부유물질로 나타나기도 한다(Lee et al., 2008). 광산 배수 내 Fe 농도는 Mn의 농도와 높은 상관관계를 보인다(Fig. 3 a). 이는 두 원소들이 동일한 기원에서 기인하는 것으로 예상할 수 있다. 또한 Fe와 Mn은 부유물질 농도와 비교적 높은 상관관계를 보여 광산 배수 내 부유물질 역시 Fe와 Mn에서 주로 기인하는 것으로 판단된다. 본 연구에 사용된 광산 배수의 경우 1차적으로 소석회 또는 가성소다를 사용하여 Fe를 제거하는 공정을 거친다. Table 2에서와 같이 광산배수에 존재하는 Fe, Mn의 경우 용존 농도보다 총 농도가 훨씬 높아 대부분의 Fe와 Mn이 이미

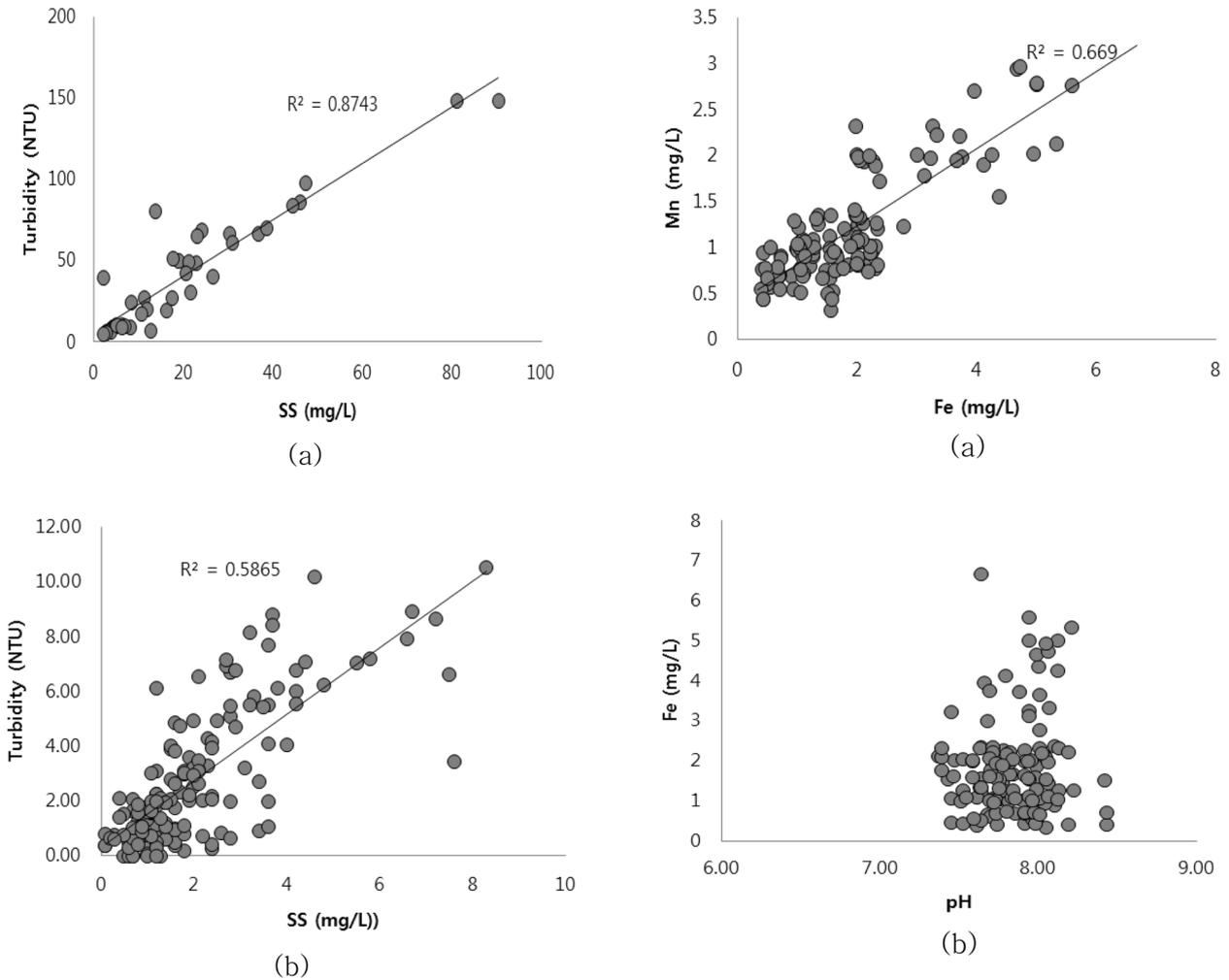


Fig. 2. Relationships between turbidity and suspended solids (a) Sedimentation tanks, (b) Final effluent.

침전된 상태일 것으로 판단된다. 따라서 추가적인 산화 공정이 아닌 이미 침전된 부유물질의 침강 효율을 높이는 것이 더 중요한 것으로 판단된다.

Fe는 pH 및 산화환원전위와 깊은 상관관계를 가진다. 즉, pH 변화에 따라 용출도가 크게 달라지며 산화환원전위에 따라 2가 또는 3가 철로 화학형태가 변화한다. 광산 배수에서 Fe의 농도는 pH나 산화환원전위와 낮은 상관관계를 보인다(Fig 3b and 3c). Mn 또한 Fe와 비슷한 경향을 나타낸다. 처리 중인 광산배수의 pH는 7에서 8의 중성 내지 약알칼리성 범위로 그 분포 범위가 좁으며, 산화환원전위 역시 100에서 200 mV의 산화조건을 나타낸다. 이는 Fe, Mn 침전물이 형성되는 안정영역에 해당되며 이 범위 내 Fe, Mn 산화물 침전이 미세 부유물질의 형성에 이미 기여한 상태로 이러한 좁은 범위 내에서 미

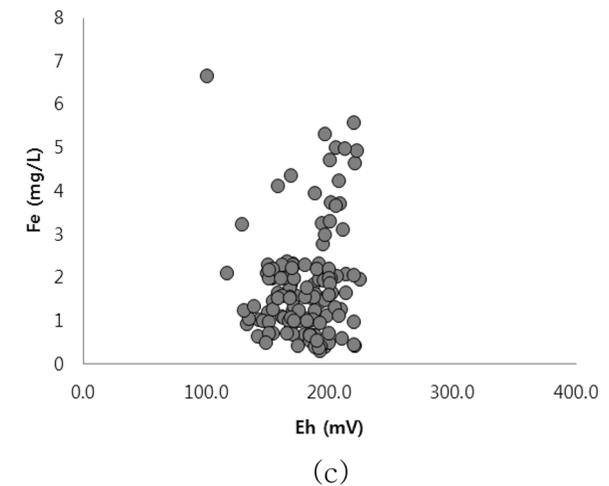


Fig. 3. Elemental relationships in the mine drainage (a) Fe vs. Mn in final effluents, (b) pH vs. Fe, (c) Eh vs. Fe.

세적인 조정역할이 크지 않은 결과로 생각된다. 광산 배수의 pH는 7-8의 중성내지 약한 알칼리 특성을 나타낸다

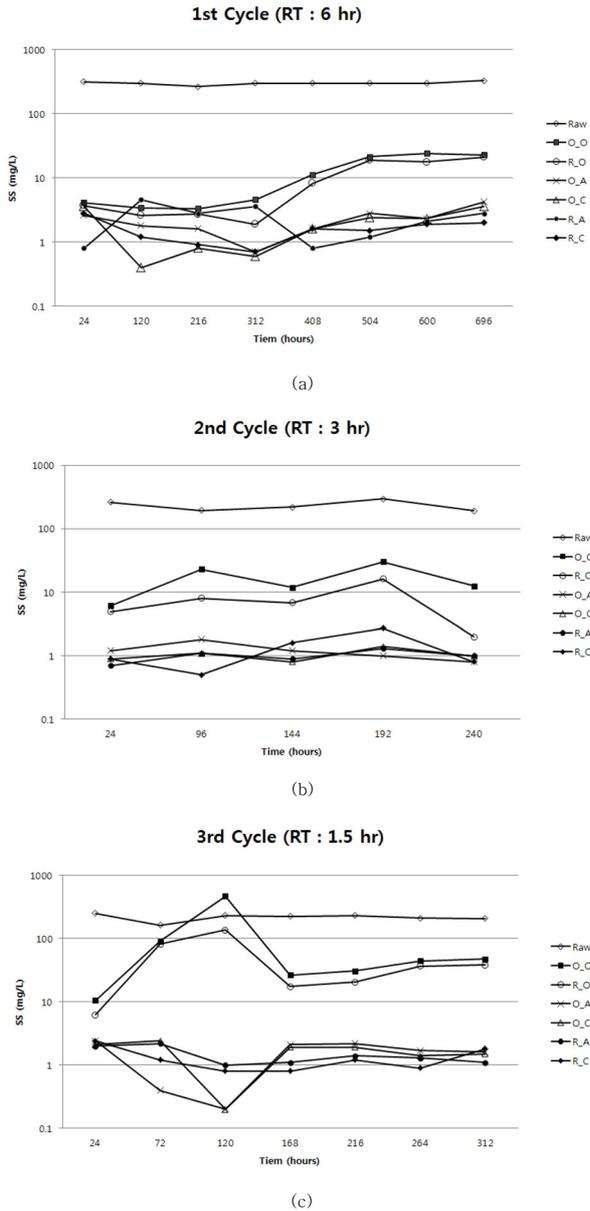


Fig. 4. Removal of suspended solids in each cycle at different sedimentation methods and media (a) 1st Cycle, (b) 2nd cycle, (c) 3rd cycle (O.O: Octagonal overflow, R.O: Radial overflow, O.A: Octagonal anthracite, O.C: Octagonal activated carbon, R.A: Radial anthracite, R.C: Radial Activated carbon)

(Table 1). 이러한 pH와 산화환원전위 분포 범위에서 Fe는 Fe(OH)₃ 안정영역에 도시되며, 대부분은 Fe는 산화침전물로 존재할 것으로 판단된다(Stumm and Morgan, 1996).

Fe와 Mn을 제외한 다른 원소들은 대부분 검출 한계 이하인 매우 낮은 농도를 나타내었다.

3.4. 부유물질 제거 반응 과정

3.4.1. 부유물질 제거 효율

부유물질 제거 효율에 관한 토의는 (Oh et al. 2013)에 좀 더 자세히 기재하였으며 팔각형보다는 방사형이 더 높은 제거 효율을 나타내는 것으로 나타났다(Fig. 4). 경사판 방식에 따른 효율의 차이가 있음에도 최종 방류된 처리수 역시 각 운전 주기간 약간의 차이는 있으나 전반적으로 방사형이 팔각형보다 처리 효율이 높음을 알 수 있다. 이는 코리올리 효과를 활용한 방사형의 경우 지구 자전에 의한 가속도의 도움으로 침강 속도가 빨라지는 효과로 판단된다.

3.4.2. 처리 단계에 따른 부유물질 존재 형태 및 제거기작

경사판 침전조에서 사여과조로 월류되는 침전 후 광산배수와 사여과조를 거친 최종 방류수의 부유물질 농도는 각각 평균 20.1 mg/L와 2.2 mg/L를 기록한다. 원수의 부유물질 농도는 193.4 mg/L에서 최대 329.0 mg/L의 범위를 보이며 평균 254.7 mg/L이다. 원수에서 경사판 침전조를 거치면서 90% 이상이 제거되며 다시 사여과조를 거치면서 다시 90% 이상이 제거된다(Fig. 4). 첫 번째부터 세 번째 운전 결과를 비교하여 보면 세 번째의 경우 경사판 침전조 내 부유물질 농도가 급격히 증가하는 특성을 보인다. 이는 체류시간이 1.5시간으로 가장 짧게 적용한 바 바닥의 침강물질이 재부유하였기 때문이다. 이에 이미 적정 체류시간은 첫 번째 가동시 적용한 6시간으로 제시하였다(Oh et al., 2013).

경사판 침전조에서 월류되는 방류수와 최종 방류수 모두 pH, 산화환원전위와의 뚜렷한 상관관계를 보이지 않는다(Fig. 3). Fe, Mn은 1차 처리 과정에서 대부분 침전되어 부유물질로 존재하여 pH나 산화환원전위 등의 조정 영향이 거의 없는 것으로 해석되었다. 연구 대상 지역의 처리 공정과 Fe, Mn의 존재 형태 등으로 미루어 더 이상 화학적 조정과정보다는 체류시간 조정, 여과 매질 및 운전방법 등, 이미 침전되어 고체 상태로 존재하는 Fe, Mn 산화물을 물리적으로 제어하는 것이 더욱 효과적일 것이다.

3.4.3. 침강 효율 및 사여과의 역할

이 번 공정에서 주로 적용된 기작은 1차 물리화학적 처리에서 소석회 첨가로 인한 Fe, Mn의 침전과 침강 제거가 주 기작이다. 광산지역의 광산배수 처리는 인력과 에너지가 최소화 되는 방향으로 설계가 되어야 하며 이번 연구에서는 침전조의 효율을 극대화하여 화학약품을 사용

하지 않고 침강과 사여과만으로 수질 기준 이내로 낮출 수 있는지 여부도 시도하였다. 현재 경사판 침전조의 경우 약 400시간 정도까지는 10 mg/L 이하로, 기준 이내이나 가동이 계속되면서 최대 22 mg/L 정도까지 상승한다. 이 때 Fe, Mn 침전물 뿐 아니라 소석회로 인한 탁도 기여분을 감안한다면, 산소접촉 시간 증가, 침강 효율 증대 등의 보안을 통해 화학약품 투여가 없는 좀 더 경제적 공정을 고려할 수 있을 것이다.

광산 배수에서 부유물질을 효율적으로 제어하기 위해서는 (1) 경사판 등을 이용하거나 침전조 용량을 증가하여 체류 시간을 늘리거나, (2) 산소 접촉을 증대시켜 용존 상태의 Fe, Mn을 최대한 침전, 여과 제거 하는 것이 바람직하나 현재 공정에서는 이를 화학약품 투여를 통해 침전을 유도하므로 이를 대체할 수 있는 폭기 공정의 고려가 필요하다.

4. 결 론

광산배수 처리 시설 현장에서 체류시간을 달리하여 총 3회에 걸쳐 물리화학 처리 공정 다음 단계에 경사판을 적용한 공정의 pilot 시험을 시행하였다. 원형침전조의 경사판은 팔각형과 방사형의 두 가지 방식을 적용하였으며 총 40여 일간 가동하였다. 시험 기간 동안 원수, 경사판 침전조 및 최종 방류수의 부유물질 농도와 함께 이를 제어기작으로 판단되는 pH, 산화환원전위와 함께 다양한 원소를 분석하여 처리과정에 따른 효율 변화와 함께 부유물질 농도를 제어하는 다양한 조정 인자들을 분석하여 최적의 공정을 도출하고자 하였다.

이번 공정에서 발생하는 최종 방류수의 부유물질 농도는 평균 2.2 mg/L를 기록하며, 특정지역 방류수 수질 기준인 10 mg/L을 충족시킨다. 따라서 경사판의 적용은 본 공정에 합리적으로 적용 될 수 있을 것으로 판단하며 물리적 침강 효율 증대와 함께 Fe, Mn의 침전, 용출을 제어하는 pH와 산화환원전위의 조정 역할에 대한 고려를 통해 설계 인자를 좀 더 정량화할 수 있을 것이다. 즉, 미세 부유 물질의 형성과 제거는 Fe, Mn 농도와 밀접한 관계가 있으며, 여기에 1차 처리시 투입하는 소석회의 영향도 상당 부분 기여한다. 광산 배수 내 총 금속 농도와 용존 금속 농도를 비교한 결과 Fe, Mn의 대부분은 이미 침전 상태로 존재하는 바 본 연구가 진행된 현장의 경우 산화반응을 증가시키는 기작보다는 이미 침전 상태로 대부분 존재하는 부유물질을 물리적으로 제어할 수 있는 침강과 여과 효율을 극대화 하는 공정이 제안된다.

광산배수는 중성의 pH와 산화경향의 산화환원전위 값에 있으며 SEM 관찰을 통해 Fe, Mn 산화물들의 침전도 확인되었다. 따라서 향후 소석회를 통한 1차 처리 없이 지구화학 조건의 변화를 통해 Fe, Mn 침전을 유도할 수 있을 경우 경사판 침전지를 통한 침강 효율과 사여과 효율 증대를 통해 무 화학첨가제 공정으로 개선도 가능할 것으로 판단된다. 지구화학적 요소들과 함께 향후 본 공정을 효율적으로 적용하기 위하여 고려되어야 할 운전조건들은; (1) 경사판의 바닥면적과 이에 따른 표면 부하율, (2) 침전조의 체류시간, (3) 침전조의 깊이 및 (4) 사여과조의 체류 시간 등이다.

사 사

본 연구는 2013년 한국광해관리공단으로부터 기술개발 사업비를 지원받아 수행된 과제로 이에 감사드린다. 또한 저자 중 1인(이상훈)은 2013년 가톨릭대학교 교비연구비 지원을 받았으며 이에 감사드린다.

참 고 문 헌

- APHA, AWA, WEF, 2005, *Standard Methods*, 21st Edition.
- Cavanagh, J.E., Pope, J., Harding, J.S., Trumm, D., Craw, D., Rait, R., Greig, H., Niyogi, D., Buxton, R., Champeau, O., and Clemens, A., 2010, A framework for predicting and managing water quality impacts of mining on streams: a user's guide, *Landcare Research New Zealand*, 139-234.
- Davidson, J., Helwig, N., and Summerfelt, S.T., 2008, Fluidized sand biofilters used to remove ammonia, biochemical oxygen demand, total coliform bacteria, and suspended solids from an intensive aquaculture effluent, *Aquacult. Eng.*, **39**, 6-15.
- Eckenfelder, W.W., 1989, *Industrial Water Pollution Control*, 2nd Edition, McGraw-Hill Inc., New York, NY, 131-163.
- Elbana, M., Ramirez de Cartagena, F., and Puig-Bargués, J., 2012, Effectiveness of sand media filters for removing turbidity and recovering dissolved oxygen from a reclaimed effluent used for micro-irrigation, *Agr. Water Manage.*, **111**, 27-33.
- Gozan, M. and Wulan, P.P.D.K., 2011, Design of Precipitation System for the Removal of Total Suspended Solid, Turbidity and Mineral Content from Coal Processing Plant Wastewater, *J. Chem. Sci.*, **1**(5), 40-47.
- Healy, M.G., Rodgers, M., and Mulqueen, J., 2007, Performance of a stratified sand filter in removal of chemical oxygen demand, total suspended solids and ammonia nitrogen from high-strength wastewaters, *Environ. Manage.*, **83**, 409-415.

- Janiyak, H., 1992, Mine drainage treatment in Polish lignite mining, *Mine water Environ.*, **11**(1), 35-44.
- Koohestanian, A., Hosseini, M., and Abbasian, Z., 2008, The Separation Method for Removing of Colloidal Particles from Raw Water, *Am.-Eurasian J. Agric. Environ. Sci.*, **4**(2), 266-273.
- Lee, D.K., Yim, G.J., Cheong, Y.W., Sim, Y.S., Park, H.S., and Ji, W.H., 2008, Variation of Ferrous Ion Contents in Mine Drainage by Oxidation Reaction in Water Tanks, *J. Kor. Soc. Geosyst. Eng.*, **45**(5), 546-557.
- Lee, S., Kwon, H.H., Oh, M.A., Lee, J.Y., and Kim, D.M., 2012, Feasibility Tests for Treating Fine Suspended Solids from Mining Drainage, using Various Media by Column Methods-A Case from H Coal Mine, *J. Soil Groundwater Env.*, **17**(6), 112-118.
- Oh, M., Kim, Wonki, Kim, D.M., Lee, S., and Lee, J.-Y., 2012, Settling and Filtering Process for the Treatment of Fine Suspended Solids and Soluble Heavy Metals in H Mine Drainage, *J. Soil Groundwater Env.*, **17**(6), 102-111.
- Oh, M.A., Kim, W.K., Oh, S.J, Kim, D.M., Lee, S.H., and Lee, J.Y., 2013, Removal of Fine Suspended Solids and Soluble Heavy Metals in H Mine Drainage using Settling and Filtering: Field Application, *J. Soil Groundwater Env.*, (in print).
- Mulligan, C.N., Neginmalak, D., Masaharu, F., and Tomohiro, I., 2009, Filtration of contaminated suspended solids for the treatment of surface water, *Chemosphere*, **74**, 779-786.
- Packman, J.J., Comings, K.J., and Booth, D.B., 1999, Using turbidity to determine total suspended solids in urbanizing streams in the Puget Lowlands: in confronting Uncertainty: Managing Change in Water Resources and the Environment, *Can. Water Resour. Association annual meeting 27-29 October 1999*, Vancouver, BC, pp. 158-165.
- Stumm, W. and Morgan, J.J., 1996, *Aquatic Chemistry*, John Wiley and SONS, Inc.
- Sullivan, A. B. and Drever, J. I., 2001, Geochemistry of suspended particles in a mine-affected mountain stream, *Appl. Geochem.*, **16**, 1663-1676.