

錦山 廢炭鑛地域의 汚染이 河川水에 미치는 影響¹

金明姬² · 閔一植³ · 宋錫煥⁴

Effect of Contamination by the Abandoned Coal Mine Drainage on the Stream Water in Keumsan, Chungnam¹

Myung Hee Kim², Ell Sik Min³ and Suckhwan Song⁴

要 約

忠南 錦山郡 福壽面 大成炭鑛 廢炭鑛地域에 炭鑛廢水에 의해 영향을 받는 河川水의 汚染實態를 조사하였다. 河川水의 汚染程度를 알기 위하여 河川水의 pH, DO, 黃酸이온, 窒酸이온, 鹽酸이온의 濃度 및 無機元素의 濃度 등을 측정하였다. 廢炭鑛과 廢鑛石 더미로부터 廢水가 유입되는 河川水의 pH는 3.46 - 4.29의 범위로 酸性廢水를 형성하였으며, 본 調査地域의 水系에서 河川水 pH의 변화는 SO_4^{2-} , Mn, Cu, Zn, Fe 및 Mg^{2+} 濃도와 고도의 負의 相關을 나타내었다. 廢水가 유입된 河川水의 黃酸이온 濃度は 236.73 - 310.50mg/l로 淸淨수와 비교할 때 약 10배 더 높았으며, 汚染 河川水의 Mn과 Fe의 濃度は 각각 0.56 - 0.83mg/l, 5.89 - 10.58mg/l로 Mn 濃度は 淸淨수와 비교할 때 약 20배나 높았다. 汚染 河川水의 Mg^{2+} 와 Ca^{2+} 濃度は 淸淨地域과 비교해서 높게 나타났다. 酸性鑛山廢水의 汚染指標(AMDI)는 汚染溪流에서 42 - 51이었고, 非汚染溪流에서는 70 - 76으로 汚染溪流에서 낮았다.

ABSTRACT

The research was carried out to investigate the contamination of stream water by the acid mine drainage originated from the abandoned coal mines and coal waste rock in Keumsan, Chungnam. The pH, sulfate and chemical compositions in the stream water were analyzed. At the polluted sites, the pH of stream water was the strong acid, ranging from 3.46 to 4.29. The pH shows negative correlations with sulfate, manganese, copper, zinc, iron and magnesium concentrations. Sulfate concentrations of the polluted stream water, 236.73 - 310.53mg/l, had 10 times more than those of the non-polluted stream water. The concentrations of heavy metals, Mn and Fe, in the polluted water were 0.56 - 0.83mg/l and 5.89 - 10.58mg/l, respectively. The Mn concentrations were 20 times higher than those of the non-polluted stream water. Compared with those in the non-polluted stream water, the Mg and Ca concentrations in the polluted stream water were high because of leaching from rock and soil to water by the acidifications. Calculated AMDI(Acid Mine Drainage Index) values are low in the polluted stream water, relative to those of the non-polluted water.

Key words : Acid mine drainage, Stream water, pH, Sulfate, Heavy metals, AMDI

¹ 接受 1997年 7月 16日 Received on July 16, 1997

² 中部大學校 園藝學科 Dept. of Horticulture Sci. Joong-Bu Univ. Chungnam 312-940, Korea

³ 中部大學校 山林資源學科 Dept. of Forest Resource Sci. Joong-Bu Univ. Chungnam 312-940, Korea

⁴ 高麗大學校 地球環境科學科 Dept. of Earth and Environmental Science, Korea Univ. Seoul 136-701, Korea

緒 論

1980년대 후반부터 에너지 소비패턴의 빠른 변화로 石炭需要가 급격히 감소되어 정부에서는 경제성이 없는 炭鑛들을 廢鑛하는 소위 石炭産業 合理化 事業이 시행되었다. 그러나 폐광시 환경 보호조치가 충분히 이루어지지 않아 炭鑛廢水의 유출로 인한 주변 環境의 汚染 및 荒廢化로 생활 環境에 심각한 영향을 초래하고 있다.

休·廢鑛山 環境汚染 문제중 가장 대표적인 것은 廢坑口 및 鑛山廢棄物에서 유출되는 酸性鑛山廢水(Acid Mine Drainage : AMD)이다. 石炭은 還元的 環境下에서 오랜 기간 밀폐되어 형성된 炭化水素化合物로 黃鐵鑛을 포함하고 있다. 채광 활동에 의하여 黃鐵鑛이 空氣中에 노출되면 中性의 pH에서는 공기중 또는 수중의 酸素에 의해 자연적인 酸化反應이 일어나고, pH 4.5 以下에서는 鐵-黃酸化微生物의 酸化作用에 의해 酸性을 띠게 되거나 또는 암석중에 함유되어 있는 Al, Mn 등이 水系를 汚染시켜 주변 水系의 酸性化와 함께 주변 물질과의 반응으로 인한 重金屬의 溶出 및 溶存性 鹽의 증가로 인해 生態系의 파괴를 야기한다(Swaine, 1986 ; 류재근, 1996). 이렇게 생성된 黃酸에 의해 鑛山廢水는 강한 酸性을 띠게 되며, 이때 생성된 不溶性의 鐵水酸化物은 鑛山廢水의 流路에 노란색, 갈색 혹은 적색의 堆積物(Yellow Boy)을 생성한다(Alexander, 1977).

지금까지의 연구 결과에 의하면 각 廢炭鑛 流出水의 다양한 지구화학적 특징은 각 탄광내 黃鐵石의 크기 및 含量 差異(Swaine와 Goodarzi, 1995), 黃鐵石과 坑內水와의 상호작용(주로 酸化作用)을 거친 反應 程度 및 時間의 差異(Eastin과 Fauer, 1970 ; Gibbs, 1970), 坑內水의 溶存 酸素 含量 差異(Gutherie와 Perry, 1980) 그리고 坑內 酸化 박테리아량의 차이(Beveridge와 Doyle, 1989) 때문인데 국내 廢炭鑛 廢水의 地球化學의 특징은 다양하므로 각 廢水의 특성에 따른 廢水處理 방법이 고안되어야 할 것으로 사료된다. 鑛山産業의 사양화로 방치된 廢鑛들에 대한 環境汚染 문제를 해결하기 위해서는 鑛山廢水의 특성을 파악하여 費用經濟的인 處理法을 선택하고 개발함으로써 産業化에 따른 문제를 해결하는 것이 필요하다.

본 研究는 忠南 錦山郡 福壽面에 위치한 大成

炭鑛의 廢鑛 후 露天에 그대로 방치되어 있는 廢炭鑛과 廢鑛石 더미에서 流出되는 酸性廢水의 유입으로 인한 주변 河川의 汚染實態에 대한 조사이다.

材料 및 方法

1. 研究對象地의 位置 및 概況

본 研究地域(Fig. 1)은 忠南 錦山郡 福壽面 壽永里(北緯 36° 09' 30" - 36° 10' 30", 東經 127° 22' 30" - 127° 24' 00")에 위치한 柳等川 上流地域이다. 이 地域은 1960년대 중반부터 石炭開發이 시작되어 1980년대 후반 石炭産業 合理化 政策에 의하여 廢鑛된 후 충분한 保護處理가 되지 않아 酸性廢水에 의하여 炭鑛 주변의 土壤 및 河川이 크게 汚染되어 있다.

이 地域의 地質은 下部로부터 선캠브리아기에서 初期 古生代로 추측되는 沃川層群을 基盤岩으로 이를 관입하는 侏羅기 및 白堊期의 火成岩類로 구성되어 있으며(김옥준, 1968 ; 손치무, 1970), 下部로부터 馬田里層, 倉里層, 大德里層으로 구성되어 있고, 大成炭鑛의 無煙炭은 沃川層群중 倉里層의 黑色세일내에 2枚 내지 3枚로 層재되어 있다(홍승호와 최위찬, 1978). 이 倉里層의 岩石은 下部의 黑色, 暗灰色 또는 暗褐色의 片岩, 千枚岩, 砂質 千枚岩으로 구성된 부분 및 千枚岩質 粘板岩, 黑色세일, 炭層 및 石灰岩 薄層으로 구성된 부분으로 나뉘며 上部는 綠色 내

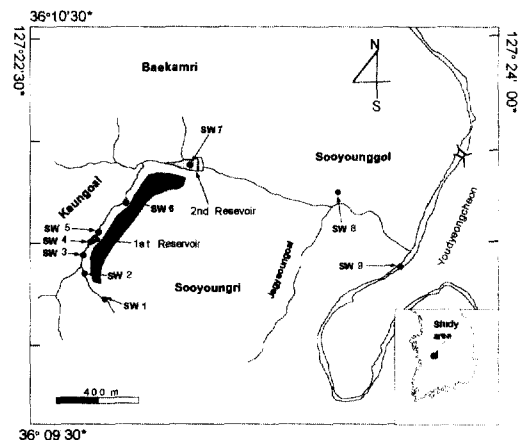


Fig. 1. Sample localities of stream water from Daeseong coal mine area, Keumsan Chungnam. Symbol (□) means area actively exploited as coal mine.

지 淡綠色의 千枚岩 및 片岩으로 構成되며 結晶質 石灰岩이 混재되어 있다. 이 岩石들은 石英, 長石, 黑雲母를 주로 포함하고 角閃石, 綠鹽石, 綠泥石, 絹雲母, 炭質物, 方解石, 磁鐵石, 黃鐵石, 黃銅石 등의 鑛物을 포함하고 있다. 이 倉里層 세일내의 炭層은 전체적으로 北東方向의 主向을 보이거나 지역에 따라 膨化 및 薄化가 심하여 정확한 主向 및 傾斜는 측정할 수 없다(홍승호와 최위찬, 1978).

이 地域의 水系는 壽永里 마을 중간에서 南쪽으로 뻗은 작은골과 南西쪽으로 뻗은 큰골로 이루어져 있으며 현재 큰골을 따라 廢炭田들이 다수 산재되어 있으며 큰골 최정상부지역은 다른 炭田들이 坑에 의해 개발된 것과는 달리 露天鑛으로 채굴된 후 방치되어 있다. 이 큰골의 溪流에는 2개의 河川水가 흘러내려 오는데 鑛山廢水가 흘러나오는 溪流을 따라 上流에 소규모 沼澤池 하나와 2개의 河川水가 합쳐지는 溪谷 下部, 즉 마을 바로 윗 부분에 비교적 큰 沼澤池 하나가 위치하고 있다. 廢水의 影響을 받지 않은 溪谷의 河川水에서는 淸淨水에서 棲息하는 가재 (*Cambaroides similis*)나 중테기(*Sarcocheilichthys czerskii*)와 같은 물고기가 발견되나, 두개의 沼澤池 및 炭鑛廢水의 影響을 받은 溪谷에서는 藻類만이 주로 발견되었다.

이 地域은 炭鑛開發로 山林植生이 크게 훼손되었던 지역으로 그 후 砂防造林을 하였고, 전체 지역의 樹種은 針·闊混生林으로 비교적 단순하게 구성되어 있다. 지금은 廢鑛 이후 炭質을 함유하는 廢炭石 및 鑛尾가 지표상으로 露出되어 있으며 복구사업으로 극히 일부분에 아카시나무, 싸리나무, 오리나무 등이 소량 植栽되고 그외 나

머지 廢炭石 露出地域은 방치된 채 남아있다.

2. 河川水 採取 및 分析

河川水는 큰골 溪谷 上部로부터 柳等川과 합수되는 지점까지 溪流를 따라 폐탄석더미를 통과한 汚染水(SW 2, 3, 4, 5, 6, 7)와 非汚染水(SW 1, 8, 9)로 나누어 1996년 10월 하순에 채취하였다. 이 중 SW 4는 探鑛 지점과 가까운 上流地域의 작은 沼澤池이고, SW 7은 汚染地와 非汚染地의 溪流가 합쳐지는 下流의 보다 큰 沼澤池이다. SW 1은 探鑛地域보다 위쪽의 汚染이 없는 淸淨地域이며 SW 8은 마을에서 주민들이 管井하여 飲用水로 사용하고 있는 食水이고, SW 9는 마을을 지나 柳等川과 合水되는 지점이다(Fig. 1).

河川水의 化學적 組成을 알기 위하여 酸度(Orion pH meter)와 DO(DO meter : DO-14P)는 현지에서 측정하였으며, 채수시료에 대하여 陽이온類(Mg^{2+} , Ca^{2+} ; Atomic Absorption Spectrophotometer), 陰이온類(SO_4^{2-} , PO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- ; HPIC, Dionex SP 4400), 重金屬類(Fe, Cu, Mn, Zn; Atomic Absorption Spectrophotometer) 등을 분석하였다.

結果 및 考察

산업의 발달로 水圈汚染이 심각해 짐에 따라 河川水의 重要性이 강조되면서 많은 연구자들이 河川水의 化學組成을 분석하였으며(Livingston, 1963; Meybeck, 1979; Berners와 Berner, 1987; 유재영 등, 1994) 廢鑛地域에서도 河川水에 대한 연구가 이루어져 왔다(민정식 등, 1995; 민정식, 1996; 조경숙 등, 1996). 廢炭鑛의 水質은 炭田

Table 1. Desolved oxygen, pH and anion content in stream water.

Site	Characteristics	pH	Cl ⁻ (ppm)	NO ₃ ⁻ (ppm)	SO ₄ ²⁻ (ppm)	PO ₄ ²⁻ (ppm)	DO (ppm)
SW 1	spring	5.90	3.205	0.224	29.105	N/D	8.71
SW 2	spring	3.46	3.461	0.347	306.463	0.224	5.25
SW 3	stream	3.81	3.012	0.357	276.535	N/D	3.83
SW 4	1st lake	3.78	3.170	0.370	310.496	N/D	5.63
SW 5	spring	3.72	2.771	0.716	294.999	N/D	5.09
SW 6	stream	3.74	2.644	0.478	281.631	N/D	6.91
SW 7	2nd lake	4.29	2.472	1.178	236.732	N/D	6.29
SW 8	edible	7.01	3.051	5.567	7.949	N/D	6.85
SW 9	stream	8.38	9.611	2.067	31.891	N/D	9.40

* N/D means not-detected.

의 地質學的 特徵의 差異, 廢鑛年數 등에 의해 地域的으로 다르다.

채취된 河川水의 酸도와 溶存酸素 및 陰이온 組成은 Table 1과 같다.

Table 1에서 보는 바와 같이 河川水에 대한 pH값은 일반적인 山林溪流(SW 1)의 경우 pH 5.90으로 정상 降雨의 酸도와 비슷한 수준이다 (Freed-man, 1986). 그러나 폐탄 더미를 관통하여 流水하는 곳(SW 2)은 pH 3.46으로 가장 낮은 값을 보이고 있다. 이보다 아래에서 채취된 溪流의 물(SW 3)은 pH 3.81을 나타내고 있으며, 첫번째 沼澤池(SW 4)는 pH 3.78로 비교적 낮았으며, SW 5와 SW 6 地域도 pH가 각각 3.72와 3.74로 酸性化가 많이 진행되었으며, 食水 채취지역(SW 8)과 마을을 지나 柳等川과 합류되는 지점(SW 9)의 pH는 각각 7.01과 8.38로 酸도가 낮아짐을 알 수 있다. 이상의 결과는 우리나라에서 廢鑛에 따른 鑛山地域 環境改善 研究報告書(민정식 등, 1995)에서도 비슷한 결과치를 제시하고 있는 바 廢鑛에 의한 廢水酸性化(Acidic drainage water)의 영향이 심각함을 시사해 주고 있다. 石炭産業 合理化事業團에 의한 보고서는 廢水流出的 영향을 받은 水系는 pH가 2.3에서 8.8로 큰 변화를 보이거나 단양군(동양, 함태-대정), 정선군(동원), 명주군(와룡)지역의 갭구 앞 pH는 4.0 이하의 극심한 酸性水가 흘러나오고 있다고 하였다.

이렇게 廢水가 酸性化되는 원인은 採炭時 地下의 각종 硫黃酸化물이 空氣에 노출되면서 鑛山酸性廢水(Acid mine drainage)를 형성하게 되는데, 黃化鑛物이 공기중의 酸素와 水分에 의해 黃化鹽과 黃酸으로 酸化되며, 黃 혹은 鐵을 에너지 원으로 이용할 수 있는 박테리아(*Thiobacillus ferrooxidans* 및 *T. thiooxidans*) 등도 酸性鑛山

廢水を 생성시키기 때문이다(Alexander, 1977; Beveridge와 Doyle, 1989).

이는 廢水의 陰이온 분석 결과에서도 잘 나타나고 있다. 특히 黃酸鹽이온은 非汚染地域인 SW 1, SW 8 및 SW 9 地域을 제외하고는 국내 飲用水 基準值인 200mg/l(환경백서, 1996) 보다 모두 높은 236-310mg/l로 非汚染水와 비교해 볼 때 약 10배 정도의 差異를 나타내고 있다. 국내 廢鑛地域인 영동은 915mg/l, 영서가 306mg/l, 중부가 736mg/l, 서부가 258mg/l, 남부지역이 293mg/l라고 보고된 바 있다(민정식 등, 1995). SO_4^{2-} 는 일차적으로 黃酸化물의 酸化作用으로 발생되어 鐵·알루미늄 黃酸鹽 혹은 無水石膏 등의 黃酸鹽으로 침전하며(Dixon 등, 1977) 黃化鑛物이 많은 石炭鑛地域에서 흔히 보고되고 있다(민정식, 1996). 汚染地域의 높은 SO_4^{2-} 含量은 石炭내 존재하는 黃鐵石의 含量과 직접적 관계가 있다(송석환 등, 1997). 이는 Table 2에서 보는 바와 같이 본 調査地域과 유사한 沃川層群의 黑色 粘板岩의 S 含量은 2.32%(김중환, 1989)로 국내 함탄층 중에서는 평균층군과 대동층군의 0.32%에 비하여 높게 나타나고 있는데 이로 미루어 보아 본 조사지역에서의 廢水內 SO_4^{2-} 含量이 높게 나타나는 것과 일치된다.

NO_3^- 는 汚染地域에서 水質基準值인 10mg/l 보다 전체적으로 낮은 含量值을 나타냈지만 飲用水로 사용하고 있는 SW 8 地域은 다른 지역보다 높은 값을 보이고 있는데 이는 溪流의 下流에 소재하는 畜産廢棄物의 영향에 의한 인위적인 원인으로 사료되며, 섭취시 人體에 靑色症을 유발하는 물질로 알려져 있어 주의가 요망되며 좀더 조사가 필요한 것으로 생각된다.

PO_4^{2-} 는 대부분의 試料에서 檢出되지 않았다.

Cl^- 는 柳等川을 제외하고는 汚染地와 非汚染地

Table 2. Element abundance in the rock.

	Pyungan Formation ⁽¹⁾	Daedong Formation ⁽²⁾	Okchon Formation	
			Black slate ⁽³⁾	Black shale ⁽⁴⁾
S (%)	0.32	0.32	2.32	—
MnO (%)	0.07	0.12	0.11	0.12
Fe ₂ O ₃ (%)	13.13	3.40	7.92	5.70
MgO (%)	1.01	0.81	2.75	2.97
CaO (%)	1.93	1.81	5.18	0.41

(1) and (2) are taken from Geong-Sik Min(1995).

(3) is taken from Jong-Hwan Kim(1989).

(4) is our data(1997).

間에 뚜렷한 差異가 나타나지 않았으나, 國內 飲用水質 基準值인 150mg/l(환경백서, 1996) 보다 매우 낮았다. 민정식 등(1995)은 영동, 영서, 서부, 중부, 남부 등 5개 廢炭鑛地域의 流出水의 Cl⁻ 含量이 2.78 - 18.75mg/l로 炭鑛廢水의 Cl⁻ 含量은 水質基準值보다 매우 낮았다고 보고한 바 있다.

溶存酸素(DO)는 水中生態系의 생존에 매우 중요하며, 鐵이나 망간 등에 대하여 腐蝕作用을 일으키는 요인이 되고 물속에 DO가 없는 嫌氣性狀態 일 때는 黃酸鹽이나 窒酸鹽과 같이 특정한 無機鹽의 還元을 통해 微生物이 酸素를 취하게 되어 최종적으로 발생하는 H₂S, CH₄, CO₂, N₂ 등으로 生物에 유해한 물질을 생성하게 된다(김좌관, 1995). DO는 汚染地域에서 3.83 - 6.29mg/l로 측정되었는데 이는 環境基準의 農業用水 基準值인 2.0mg/l 보다는 높았으나 SW 3 地域은 3 級水(工業用水) 以下の 基準值인 5.0mg/l 以下の 溶存酸素量을 나타내었다(환경백서, 1996). 이와 비교하여 飲用水로 사용되고 있는 SW 1과 SW 8 地域은 溶存酸素量이 높았고 柳等川에서의 값이 가장 높아 汚染水와 대조를 보이고 있다. 수중의 溶存酸素量은 腐蝕과도 밀접한 관계를 갖고 있어서 溶存酸素量이 많은 경우 酸性水에서 鐵의 腐蝕程度가 크다.

河川水의 重金屬 含量과 陽이온 含量은 Table 3과 같다.

重金屬중 Mn 含量은 汚染地에서는 國內 飲用水基準值 0.3mg/l 보다 높은 0.56-0.83mg/l의 값을 보이고 있고, 非汚染水와 有意的인 差異가 나타나고 있다(환경백서, 1996). 조정숙 등(1996)이 廢炭에 오염된 河上堆積物중 Mn 含量이 淸淨地

域에 비교해서 현저히 낮았다고 보고하였는데, 본 調查地域의 河川水 試料에서는 强酸性廢水에 의하여 岩石이나 堆積物의 Mn이 置換 溶出되어 汚染地域 河川水의 Mn 含量이 더 높아진 것으로 사료된다. 본 調查地域 黑色세일의 MnO 含量은 0.12%이다(Table 2).

Fe은 鑛山酸性廢水에서 중요한 인자인데, 汚染溪流에서는 5.89 - 10.58mg/l이고 非汚染地域에서는 4.78 - 4.97mg/l로 國內 飲用水基準值인 0.3mg/l 보다 모두 높게 나타났다(환경백서, 1996). 廢水중의 Fe는 2價와 3價 상태로 존재하지만 2價鐵은 大氣狀態에서 매우 불안정하여 大氣와 접촉하면 3價로 변한다. 평안충군 함탄층에서는 Fe₂O₃가 13.1%로서 대동충군의 3.4%보다 높고, 본 調查地域의 黑色세일에는 평균 5.70%였는데(Table 2), 본 調查地域의 Fe 含量이 높은 것은 廢炭鑛의 黃鐵石 含量과 밀접한 관계가 있으며, 鐵을 포함하고 있는 地下水를 공기중에 노출시키면 결국 2價鐵은 3價鐵로 酸化되면서 鐵水酸化물을 침전시킨다. 鐵의 酸化過程에서 생성된 鐵水酸化物[Fe(OH)₃]은 鑛山廢水의 流路에 Yellow Boy 현상을 생성한다. 炭鑛廢水중에는 이외에 Al의 溶解 및 沈澱過程에 의해 濁度 誘發 및 白色沈澱物로 인하여 水系 景觀을 해치고 있는 실정이다. Fe 및 Mn 含量은 일반 水系에 비해 상당히 富化되어 있어 廢炭鑛 汚染의 주요 元素들임을 알 수 있었다. 또한 이 元素들은 육조 및 의복 등에 얼룩을 만들며 물맛에 영향을 주므로 含量이 높은 鑛業 水系를 갖는 지역은 水資源 개발 및 生活用水로의 사용에 문제가 있다. 그 외 Cu와 Zn 含量은 非汚染地域에서는 검출되지 않았고 汚染地域에서는 極少量만이 검출되었다.

Table 3. Heavy metal and cation content of stream water in sampling sites.

Site	Characteristics	Fe (mg/l)	Cu (mg/l)	Mn (mg/l)	Zn (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)
SW1	spring	4.79	N/D	0.029	N/D	3.32	0.081
SW2	spring	10.58	0.133	0.832	0.668	71.10	1.275
SW3	stream	6.23	0.137	0.619	0.246	49.00	0.745
SW4	1st lake	7.92	0.218	0.737	0.670	62.60	1.171
SW5	spring	8.08	0.235	0.796	0.673	59.30	1.184
SW6	stream	7.19	0.249	0.793	0.689	58.30	1.125
SW7	2nd lake	5.89	0.140	0.561	0.333	35.70	0.897
SW8	edible	4.78	N/D	0.040	N/D	2.00	0.914
SW9	stream	4.97	N/D	0.036	N/D	5.30	1.952

* N/D means not-detected.

이상과 같이 重金屬 濃度가 淸淨地域에 비하여 污染溪流에서 높은 것 외에 SW 3과 SW 7의 重金屬 濃度는 污染地域의 溪流중에서 일시적으로 낮은 값을 보이고 있는데 이는 非污染溪流와 합류되는 지점으로 汚染物質이 稀釋되었기 때문으로 생각된다. 또한 작은 沼澤池에 의한 重金屬의 除去機能은 명확하지 않았으나 2번째의 큰 沼澤池內의 重金屬 含量은 다소 감소되었는데 이러한 효과가 沼澤池에 의한 效果인지 非污染溪流와의 合流로 인한 稀釋效果 때문인지는 향후 구명되어야 할 문제로 사료된다.

沼澤池에서 鑛山廢水內 有害 重金屬 元素들이 除去되는 과정은 濾過機能, 沼澤池內 뿌리 및 잎으로 吸收, 吸着 및 交換作用, 沼澤池내 박테리아 生化學 反應作用에 의한 黃化物의 沈澱 등에 의한다(Beveridge와 Doyle, 1989; 김좌관, 1995; 오종기 등, 1996). 沼澤池에서 好氣性 環境은 沼澤池 上部를 말하는데, 好氣性 環境에서는 酸化作用, 水和作用 및 沈澱作用이 발생한다(홍영국, 1996). 이러한 화학적 및 물리적 과정을 통해서 鑛山廢水中에 존재하던 金屬成分들이 不溶性 金屬化合物로 沈降하게 된다. 따라서 이러한 과정을 통해서 鐵, 알루미늄 혹은 망간 등이 제거된다(민정식, 1996).

또한 廢炭의 污染地點으로부터 큰 沼澤池까지의 溪流에서는 污染의 減少幅이 적는데 비하여, 수 km 떨어진 마을 河川에서는 汚染物質의 濃度가 낮은 것으로 보아 대부분의 汚染物質들이 河川과 沼澤池의 中和作用에 의해 不溶性物質로 제거되므로 污染은 局地的인 것으로 평가되나 污染地域의 生態系 破壞는 매우 심각한 상태였다. 따

라서 炭鑛廢水가 유입되는 支川에 河川水의 中和 施設을 갖춘다면 重金屬에 의한 河川의 污染을 극복할 수 있으리라 사료된다.

河川水의 置換性陽이온중 Mg^{2+} 은 非污染水가 2-5.3mg/l인데 비하여 污染溪流에서는 35.7-71.1mg/l로 污染水에서 매우 높게 나타나고 있다. 이는 廢炭地域의 污染으로 인한 酸性化의 영향으로 岩石이나 土壤內에 존재하는 Mg 이온의 置換作用이 일어났기 때문으로 사료되며, 본 지역 黑色세일의 MgO 含量은 2.97%로 평안총군과 대동총군 보다 높았다(Table 2).

Ca^{2+} 의 경우는 污染地와 非污染地간에 큰 差異를 나타내지 않았다. 본 地域 黑色세일의 평균 CaO 含量은 0.41%로 평안총군과 대동총군 보다 매우 낮았으며 MgO보다 훨씬 낮은 含量을 나타내었다(Table 2). 그러나 이들 鹽基性이온들도 污染溪流中 SW 3과 SW 7의 沼澤池에서 비교적 낮은 값을 나타내는 것으로 보아 이들 이온도 重金屬 含量과 유사한 패턴을 보이고 있음을 알 수 있다. 흔히 炭鑛廢水 중의 Fe, Ca, Mg 濃度는 물 硬度的 상대적 크기를 예측 할 수 있는 척도이기도 하다(Scottish Development Dept., 1976).

Table 4는 河川水 化學成分間의 相互關係를 나타낸 것이다.

Table 4에서 보는 바와 같이 河川水의 pH는 DO와 Cl^- 과는 正의 相關을 나타냈으며 SO_4^{2-} , Mn, Cu, Zn, Fe 및 Mg와는 高도의 負의 相關을 나타내었다. 특히 河川水의 pH와 黃酸鹽 濃度間에는 매우 밀접한 相關關係가 있으며 이는 pH 低下의 原因이 黃酸鹽에 기인하고 있음을 의

Table 4. The matrix of correlation among the chemical composition of stream water samples collected from Keumsan area.

	pH	SO_4^{2-}	Mn	Zn	Fe	Cu	Mg	Cl	DO
pH	1.000								
SO_4^{2-}	-0.930	1.000							
Mn	-0.925	0.988	1.000						
Zn	-0.841	0.910	0.950	1.000					
Fe	-0.733	0.799	0.841	0.868	1.000				
Cu	-0.952	0.919	0.933	0.929	0.655	1.000			
Mg	-0.904	0.978	0.987	0.950	0.893	0.896	1.000		
Cl	0.740	-0.481	-0.498	-0.439	-0.292	-0.497	-0.440	1.000	
DO	0.798	-0.786	-0.757	-0.584	-0.590	-0.632	-0.750	0.619	1.000

n=9

significance (p=0.05) = +/- 0.666

significance (p=0.01) = +/- 0.798

미한다(정명채, 1996). 또한 SO_4^{2-} 가 Mn, Zn, Fe, Cu 및 Mg^{2+} 와 고도의 正의 相關을 나타내는 것으로 보아 黃酸鹽에 기인한 pH의 低下는 巖石과 土壤內의 重金屬과 鹽基이온을 溶出시켜 河川水內의 重金屬과 Mg이온 濃度를 높인 것으로 사료된다. DO는 SO_4^{2-} , Mn 및 Mg^{2+} 와 負의 相關을 나타내고 있다. 민정식(1995)이 중부지역과 남부지역의 廢鑛에 따른 鑛山地域 환경개선 연구에서 酸性廢水와 관련되는 대표적 성분은 pH, SO_4^{2-} , Fe, Al, Mn 등이라 했는데 본 지역의 pH와 이들 이온과의 相關關係도 이와 일치하고 있다.

酸性鑛山廢水에 의해 汚染된 河川水와 地下水의 汚染度를 定量的으로 평가할 수 있는 수학적 指標로서 汚染指數를 계산해 보았다. 본 연구에서 계산된 酸性廢水 汚染度 指標(Acid Mine Drainage Index : AMDI)는 Scottish Development Department에서 제시한 WQI(Water Quality Index)=[\sum water quality scores]²/100 公式를 사용하였다. 여기에서 사용된 water quality 값은 汚染度에 미치는 상대적인 중요도를 감안한 최우진(1997)이 제시한 가중치 값을 인용하였는데 사용된 變數는 pH, 黃酸鹽이온, Fe, Mn, Cu, Zn 含量이며 이중 pH 및 황산염이온 含量에 가장 높은 가중치를 부여하였다. Fig. 2에서 보는 바와 같이 汚染指標 값은 汚染水에서 42-51범위이고 非汚染水는 70-76 범위 값을 나타내어 두 비교치 간에 뚜렷한 差異를 보이고 있는 바 위에서 언급한 각 元素들의 汚染值의 絶對含量에 대한 명확한 定量的인 汚染程度를 제공한다. 汚染度 指標 값이 0이면 수질이 가장 나쁜

경우이고, 100이면 수질이 가장 좋은 경우를 나타낸다. 최우진(1997)은 국내 주요 폐탄광 갱내 유출수에 대한 汚染度를 평가한 결과 AMDI 값이 문경에 소재하고 있는 석봉탄광이 27.5, 정선 지역의 석공-함백 탄광이 60.9로 석봉탄광의 수질이 가장 나쁘다고 하였다.

이상과 같이 酸性廢水의 문제는 기타 산업활동에 의한 단기적인 水質汚染과는 달리 鑛山開發이 종료된 이후에도 鑛山廢水에 의한 水質汚染이 장기적으로 지속된다는 점에서 타 분야 수질 문제와 크게 대비된다. 즉 廢鑛 후에도 그 폐해의 持續性 때문에 鑛山개발 단계부터 개발 종료 후에 걸쳐서 대책이 강구되어야 할 것으로 思料된다.

結 論

이상의 研究 結果로부터 다음과 같은 結論을 얻었다.

1. 廢鑛石 더미의 廢水가 유입되는 河川水의 pH는 3.46 - 4.29로 강한 酸性을 나타내었으며, 河川水의 pH는 SO_4^{2-} , Mn, Cu, Zn, Fe 및 Mg 含量과 고도의 負의 相關關係를 나타내었다.
2. 汚染溪流의 黃酸鹽이온 濃度는 236.73 - 310.50mg/l로 淸淨水와 비교할 때 약 10배 더 높았다.
3. 汚染溪流의 Mn과 Fe 含量은 각각 0.56 - 0.83mg/l, 5.89 - 10.58mg/l로 Mn 含量은 淸淨水와 비교하여 약 20배나 높았다.
4. 岩石이나 土壤內의 Mg나 Ca 이온이 酸性廢水에 의하여 溶出되어 河川水의 Mg^{2+} 와 Ca^{2+} 含量이 汚染溪流에서 높았다.
5. 酸性鑛山廢水의 汚染指標(AMDI)는 汚染水가 42 - 51범위이고 非汚染水는 70 - 76으로 非汚染水가 크게 높았다.

引用文獻

1. 김옥준. 1968. 충주 · 문경간의 옥천계 층서와 구조, 광산지질, 창간호
2. 金座官. 1995. 水質汚染概論. 東和技術 353pp.
3. 류재근. 1996. 우리나라 鑛山廢水 處理技術의 現況과 展望, 제12회 공동학술강연회 발표논문집 대한자원환경지질학회 · 대한지질학회. 57-67

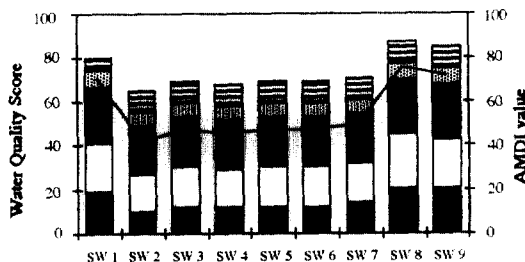


Fig. 2. Water Quality Score(symbol) and AMDI (line) value of the stream water influenced by the Acid Mine Drainages in Daeseong coal mine, Chungnam(Descent order of the symbol is Zn, Cu, Mn, Fe, Sulfate and pH).

4. 민정식 외 5인. 1995. 廢鑛에 따른 鑛山地域 環境改善 研究(폐수, 폐석)의 最終 報告書. 石炭産業合理化事業團 268pp.
5. 민정식. 1996. 休·廢鑛山地域에서 環境汚染 實態 및 對策. 제12회 공동학술강연회 발표 논문집 대한자원환경지질학회·대한지질학회. 1-15.
6. 손치무. 1970. 옥천층군의 지질시대에 대한 토론. 광산지질 3 : 3-4
7. 송석환·민일식·김명희·이현구. 1997. 忠南 錦山 大成炭鑛 주변의 酸性廢水에 의한 汚染. 대한자원환경지질학회지. 30(2) : 105-116
8. 오중기·이화영·김성규. 1996. 廢鑛山 복원 기술 - 重金屬 제거 방법을 중심으로 - 제12회 공동학술강연회 발표논문집 대한자원환경지질학회·대한지질학회. 41-56
9. 유재영·최인규·김형수. 1994. 춘천지역의 기반암 종류에 따른 河川水의 地球化學의 특성. 대한지질학회지. 30(3) : 307-3244
10. 조경숙·류희옥·장용근. 1996. 폐탄광 배수에 의해 오염된 하천의 화학적 특성과 미생물 활성. 한국생태학회지 19(5) : 365-373.
11. 정명채. 1996. 달성 Cu-W 광산 주변 지구 화학적 환경의 중금속 오염. 대한자원환경지질학회 제29차 학술발표회 발표논문. 54-55
12. 최우진. 1997. 산성폐수에 의해 오염된 지표수의 오염도 평가에 관한 연구. 한국토양환경학회 학술발표회 논문집. 87-91
13. 環境部. 1996. 環境白書 - 먹는 물의 水質基準. 259pp.
14. 홍승호·최위찬. 1978. 금산도폭. 자원개발연구소
15. 홍영국. 1996. 국내 광산 폐수의 환경 지구 화학적 특징 및 대책. 대한자원환경지질학회. 제29차 학술발표회 발표논문 요약집. 61
16. Alexander, M. 1977. Introduction to Soil Microbiology. John Wiley and Sons. 467pp.
17. Berners, E.K. and Berner, R.A. 1987. The Global Water Cycle. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 397pp.
18. Beveridge, T.J. and R.J. Doyle. 1989. Metals Ions and Bacteria. John Wiley and Sons. 461pp.
19. Dixon, J.B., S.B. Weed, J.A. Kittrick, M.H. Milford and J.R. White. 1977. Minerals in Soil Environments. Soil Science Society of America, USA. 948pp.
20. Eastin, R. and G. Fauer. 1970. Seasonal Variation of Solute Content and the $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ratio of the Olentangy and Scioto Rivers at Columbus, Ohio. Ohio Journal of Science. 70 : 170-179
21. Freedman, B. 1986. Environmental Ecology - The Impacts of Pollution and Other Stresses on Ecosystem Structure and Function. Dalhousie University Pub. 424pp.
22. Gibbs, R.J. 1970. Mechanisms Controlling World Water Chemistry. Science. 170 : 1088-1090
23. Guthrie, F.E. and J.J. Perry. 1980. Introduction to Environmental Toxicology. Elsevier North Holland Inc. 484pp.
24. Kim Jong Hwan. 1989. Geochemistry and Genesis of the Guryongsan(Ogchon) Uraniferous Black Slate. J. Kor. Inst. Mining Geol. 22(1) : 35-63
25. Livingstone, D.A. 1963. Chemical Compositions of Rivers and Lakes. USGS Prof. Paper 440-G.
26. Meybeck, M. 1979. Concentrations des Eaux Fluviales en Elements Majeurs et Apports en Solution aux Oceans. Reviews in Geological Dynamics and Geographical Physics, 21 : 215-246.
27. Scottish Development Department. 1976. Development of Water Quality Index, Report AR3, . Edinbergh
28. Swaine, D.J. 1986. The Rapid Weathering of Siltstone. J. Proc. R. Soc. NSW 119 : 83-88
29. Swaine, D.J. and F. Goodarzi. 1995. Environmental Aspects of Trace Elements in Coal. Kluwer Academic Publishers. 312pp.