

## 폐슬러지를 이용한 흡착·부상 공정에 의한 중금속 제거

이 창 한·안 갑 환  
부산가톨릭대학교 환경과학부  
(2005년 4월 11일 접수; 2005년 7월 18일 채택)

### Removal of heavy metals using waste sludge by biosorptive flotation

Chang-Han Lee and Kab-Hwan Ahn

School of Environmental Science, Catholic University of Pusan, Busan 609-323, Korea  
(Manuscript received 11 April, 2005; accepted 18 July, 2005)

Waste sludge may be used to recovery wastewater contaminated with heavy metals. The waste sludge is an inexpensive readily available source of biomass for biosorption with metal-bearing wastewater. The biosorption of heavy metals such as Pb(II), Cu(II), Cr(II), and Cd(II) onto waste sludge was investigated in batch experiments and waste sludge loaded heavy metals was separated by dissolved air flotation. The biosorption equilibria of heavy metals could be described by Langmuir and Freundlich isotherms. The adsorption capacity for waste sludge was in the sequence of Pb(II)>Cr(II)>Cu(II)>Cd(II). The system attained equilibrium about 20 min. The Langmuir and Freundlich adsorption model effectively described the biosorption equilibrium of Cu(II) and Cr(II) ions on waste sludge. Maximum adsorption capacity of Cu(II) and Cr(II) were 196.08 and 158.73 mg/g, respectively. Solid-liquid separation efficiencies were kept above 95% on waste sludge loaded heavy metals, and were decreased with pH increasing.

Key Words : Biosorption, Heavy metal, DAF, Waste sludge

#### 1. 서 론

최근 산업의 발전에 따라 다종·다양한 형태의 중금속이 이용되고 있지만, 처리공정의 효율상의 한계성 때문에 미량의 중금속이 배출되어 생태계의 치명적인 위협요소로 부각되고 있다. 중금속 폐수는 일반적으로 침전법, 이온교환법, 분리막법, 활성탄 흡착법, 전기화학적처리법, 기포분리법, 증발회수법 및 생체흡착법 등에 의해 처리되고 있다<sup>1)</sup>. 수산화침전법은 슬러지의 다량 발생으로 인한 2차 처리의 문제점과 처리비용이 높아지는 단점이 있으며, 이온교환수지는 수중에 경금속이 존재 할 때 효율이 낮아지는 단점이 있다. 특히, 물속에 포함된 미량의 중금속 처리는 효율측면에서 보면 이온교환수지와 활성탄 흡착 공정이 우수하지만 운전비용에 있어 경제성

이 떨어진다. 따라서 가격이 저렴하면서 일정한 흡착성능을 가지는 생체물질을 이용한 생체흡착(biosorption)에 대한 연구 및 공정개발이 활발히 이루어지고 있다<sup>2)</sup>. 생체흡착은 중금속이 생물체 표면이나 내부로 물리 화학 및 생물학적 상호작용에 의한 이온교환, 흡착, complexation 등 다양한 기작에 의해 생체흡착(biosorbents) site에 결합(binding)하여 수용액으로부터 중금속이 제거 분리되는 것이다. 생체흡착제로는 식물, 해조류, 효모 및 박테리아 등이 있다. 이들 중 생물학적 하·폐수처리공정에서 발생하는 폐슬러지는 대부분 미생물들로 구성되어 있어 생체흡착제로서의 효용성을 가지고 있다. 폐슬러지는 온도, pH 그리고 중금속과 흡착제의 초기농도와 같은 여러 가지 물리화학적 인자에 따라 흡착량이 달라진다<sup>3)</sup>.

용존공기부상법(Dissolved Air Flotation : DAF)은 1900년대 초 부유선광에 의한 중금속의 분리공정, 1960년 제지 및 펄프슬러지와 같은 고형물 농축공정에 적용되기 시작하여 현재 DAF 공정은 정수

Corresponding Author : Kab-Hwan Ahn, School of Environmental Science, Catholic University of Pusan, Busan 609-323, Korea  
Phone: +82-51-510-0623  
E-mail: khahn@cup.ac.kr

분야에서 규조류와 남조류와 같은 저밀도 플록에서 높은 처리효율을 나타낸다고 보고된 바 있다<sup>4)</sup>. 그리고 수인성 질병을 일으키는 미생물인 *Cryptosporidium* 과 *Giardia*를 대상으로 고액분리에서 DAF는 침전법에 비해 높은 처리효율을 나타내었다<sup>5)</sup>. 또한, 중금속이 흡착된 폐 바이오매스의 분리를 위한 적절한 고액분리 공정으로 DAF공정을 적용한 일부 연구자들에 의해 수행된 바 있다<sup>6)</sup>.

본 연구에서는 폐슬러지를 중금속 흡착제로의 사용가능성을 조사하고자 Pb(II), Cu(II), Cr(II), 그리고 Cd(II)의 흡착실험을 수행하여 Freundlich와 Langmuir 흡착평형 모델에 의한 기본적인 흡착특성의 평가하였고, 또한 후처리 공정으로서 용존공기 부상(Dissolved Air Flotation)을 이용하여 중금속이 흡착된 슬러지의 고액분리 성능을 평가하였다.

## 2. 실험재료 및 분석방법

### 2.1. 중금속 흡착

중금속 흡착에 사용된 흡착제는 도시 생활하수를 처리하는 부산 S하수처리장의 2차 침전지에서 발생하는 폐슬러지를 이용하였다. 폐슬러지는 생체흡착 실험 시작 전에 탈이온수로 3회 세척하여 실험에 이용하였다. 폐슬러지 농도는 105°C에서 건조하여 데시게이터에서 1시간 동안 방냉한 후 건조중량을 측정하였다. 중금속 용액은 시약급 Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, Cu(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, Cr(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> 및 Cd(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>를 일정한 농도의 용액으로 제조한 후 희석하여 사용하였다. 흡착 실험은 폐슬러지 현탁액, 50mL와 중금속용액, 50mL를 각각 원하는 농도의 2배가 되도록 준비하여 300mL의 삼각플라스크에서 부피비로 혼합한 후 진탕배양기에서 100rpm으로 교반하면서 온도, 30°C에서 중금속과 폐슬러지 농도를 변화시키면서 생체흡착실험을 수행하였다. 일정시간마다 적당량의 시료를 채취하여 3000rpm에서 5분간 원심분리하여 상등액을 채취한 후 희석하여 원자흡광광도계(Shimadzu AA-670)로서 중금속 농도를 측정하였다.

중금속이 흡착된 슬러지는 주사현미경/에너지 분산형 X선 분리기(Scanning Electron Microscope/EDX; Hitachi S 4200)을 사용하여 표면특성을 측정하였다.

### 2.2. 폐슬러지 고액분리

폐슬러지의 가압부상분리 실험은 DAF-jar tester(ECE engineering Co., Ltd)를 사용하여 회분식으로 수행하였다. 중금속이 흡착된 폐슬러지는 중금속 혼합용액 1L에 가압수를 0.2L 주입하여 가압부상분리하였다. 가압부상조건은 실온에서 교반강도 182.6 sec<sup>-1</sup>인 조건에서 일정시간 동안 생체흡착을 시켰다. 중금속이 흡착된 폐슬러지는 5~6 kg/cm<sup>2</sup>로 가

압된 가압수를 주입하여 부상시켰다. 폐슬러지와 용액이 분리된 것을 확인한 후 부상조 하부에서 시료를 채취하여 UV/VIS spectrophotometer와 원자흡광광도계를 사용하여 폐슬러지와 중금속 농도를 측정하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1. 중금속의 선택도

폐슬러지를 이용하여 중금속 흡착시 특정 중금속에 대한 흡착정도를 알아보기 위하여 Pb(II), Cu(II), Cr(II) 그리고 Cd(II)의 4가지 중금속을 각각 흡착시킨 결과를 Fig. 1에 나타내었다. 폐슬러지의 중금속 흡착량은 Pb(II)>Cr(II)>Cu(II)>Cd(II) 순이었다. Pb(II)의 흡착량은 85.75 mg/g으로 Cd(II)에 비해 4배이상 높게 나타났다. 또한 4가지 중금속을 혼합한 용액(각각 100 mg/L : a)과 혼합하지 않은 용액(100 mg/L : b)의 중금속 흡착량은 a)에 비해 b)가 2배정도 흡착량이 많았다. 이는 4가지 중금속이 혼합된 용액의 흡착에 있어서 각 중금속간의 경쟁흡착에 의해 흡착량이 다소 감소된 것으로 사료되었다.

생체흡착시 중금속의 선택도는 중금속과 바이오매스의 친화력에 기인하며 Neufield 등<sup>7)</sup>이 제시한 바에 의하면 Pb>Cd>Hg>Cr>Zn>Ni의 순이었으며, Aldrich 등<sup>8)</sup>은 Pb>Ni>Cu>Cd라고 제시한 바 있다. 본 실험에서도 다른 연구자들의 결과와 유사하게 중금속에 대한 생체흡착의 선택도는 다른 중금속에 비해 Pb(II)에 대한 선택성이 가장 우수하다는 것을 알 수 있었다.

Fig. 2는 중금속 흡착되기 전·후 슬러지 표면에 존재하는 금속이온을 EDX로 관찰한 것이다. a) 그림은 중금속이 흡착되지 않은 시료로서 Ca와 Fe에 대한 피크가 높게 나타났으며, Pb(II), Cu(II), Cr(II) 및 Cd(II)의 피크는 거의 존재하지 않았다. 그러나 b) 그림의 중금속이 흡착된 시료는 Pb (67.12%), Cu

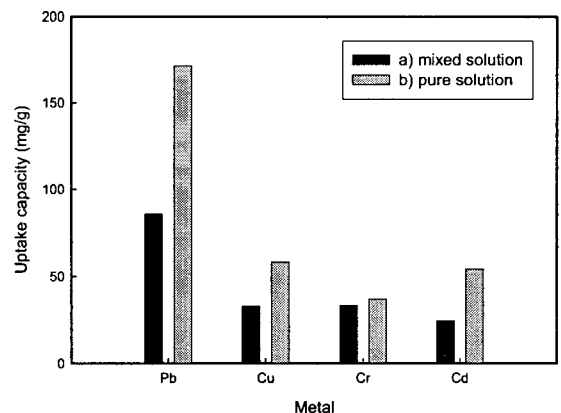


Fig. 1. Adsorption of heavy metals in pure and mixed solutions by waste sludge.

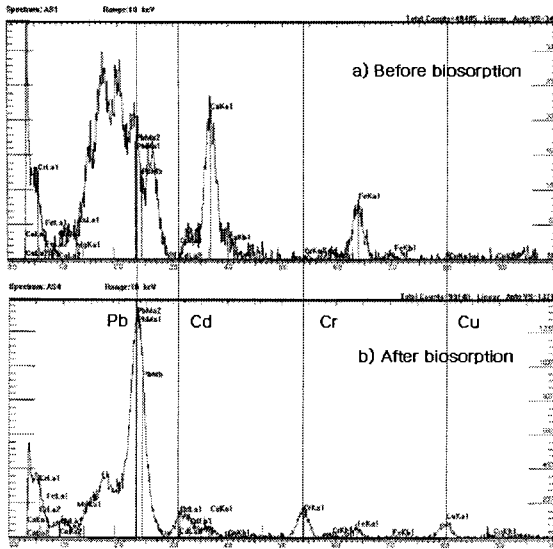


Fig. 2. The distribution of Pb(II), Cu(II), Cr(II) and Cd(II) on sludge surface before and after biosorption.

(5.05%), Cr (5.86%) 및 Cd (9.07%)의 피크가 뚜렷하게 나타났으며, 이 중금속 중 Pb의 표면분포는 다른 중금속에 비해 6배 이상 높게 나타나 Fig. 1의 선택성 실험의 결과와 일치하였다. 또한 Ca와 Fe와 같은 금속류의 분포가 낮아지는 것으로 나타나 중금속의 표면에 존재하는 금속이온과 일부 이온교환이 일어난 것으로 사료되며, 이 현상은 이<sup>9)</sup>의 소화슬러지의 응집 및 탈수에 대한 실험에서 응집제로 사용된 Al(III)가 Ca(II) 및 Mg(II)와 같은 2가 양이온과 이온교환이 일어난다는 결과와 일치하였다.

### 3.2. 흡착평형시간의 영향

흡착시간에 따른 중금속의 흡착량은 1000 mg/L의 중금속 용액과 1.0 g/L의 폐슬러지를 혼합한 용액을 사용하여 흡착시간에 따른 변화를 Fig. 3에 나타내었다. 흡착은 반응 초기 5분정도에서 빠르게 진행되었다. 이는 Kefala 등<sup>10)</sup>과 Sadowski 등<sup>11)</sup>의 제시한 순수 미생물을 사용한 생체흡착에서도 초기 5분에서 거의 흡착이 이루어진다는 결과와 일치하였다. 그러나 본 실험에서는 중금속과 흡착제의 친화도에 따라 약간 차이를 보이지만 20분이 되어야 중금속의 흡착량이 거의 평형에 도달하였으며, 이후에도 흡착량은 시간에 따라 다소 변하는 경향을 보였다. Bruus 등<sup>12)</sup>은 활성슬러지 플록의 구조가 2가 양이온과 체외고분자물질 및 세포벽의 관능기가 가교를 이루어 생체플록을 형성하고 있어 생체표면상의 중금속 흡착과 이온교환이 동시에 이루어지기 때문에 흡착평형에 도달한 후에도 흡착량이 다소 변화될 수 있다고 하였다. Betul 등<sup>13)</sup>은 바이오매스의 생

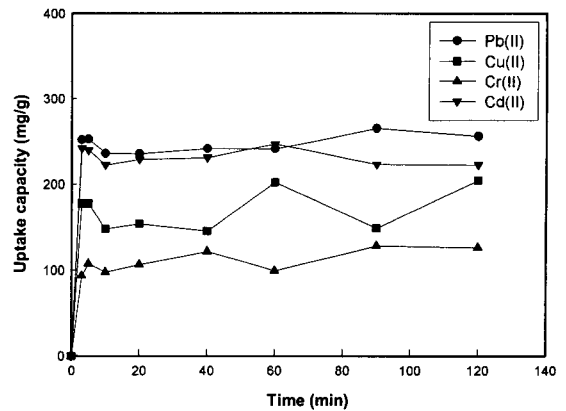


Fig. 3. Time course of uptake capacity of Pb(II), Cd(II), Cr(II), and Cu(II) by waste sludge.

체대사와 물리·화학적 상호작용에 의해 생체흡착량이 단계적으로 증가하는 두 단계의 흡착과정이 나타난다고 하였다. 본 실험에 사용된 폐슬러지는 혼합미생물로 구성되어 있어 각 미생물 간의 생화학적 구조와 특성의 차이에 따라 흡착시간에 따른 약간의 흡착량이 변화된 것으로 사료되었다.

### 3.3. 중금속 농도의 영향

중금속 농도에 따른 흡착량을 알아보기 위하여 Pb(II), Cu(II), Cr(II) 그리고 Cd(II)의 농도를 125 mg/L에서 1000 mg/L로 변화시켜 평형농도( $C_{eq}$ )와 평형흡착량( $q_{eq}$ )을 Fig. 4에 나타내었다. Pb(II)는 낮은 중금속 농도에서도 흡착 평형에 도달하였으며, 흡착평형상태에서 약 500 mg/g로서 높은 흡착량을 나타내었다. Cu(II)와 Cr(II)은 흡착량에 있어서는 약간 차이를 보이지만, 평형농도가 76.0 mg/L와 42.0 mg/L에서 빠르게 증가한 후 더 높은 농도에서는 거

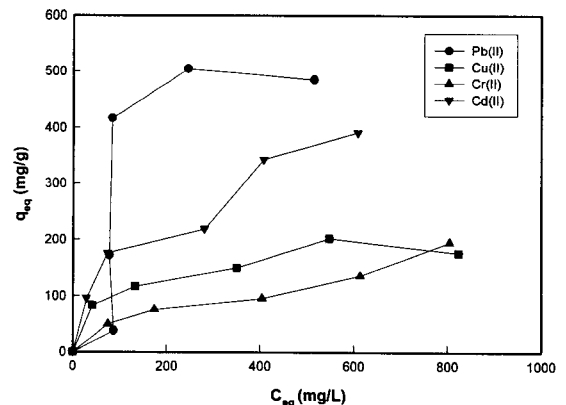


Fig. 4. The comparison of adsorption isotherms of Pb(II), Cu(II), Cr(II), and Cd(II) on waste sludge. (T: 30°C, X: 0.5 g/L)

의 평형에 도달하였다. Cd(II)는 3가지 중금속류와는 달리 초기농도에 따라 흡착량이 증가하는 경향을 나타내었다.

### 3.4. pH의 영향

일반적으로 생체흡착은 pH의 영향이 매우 크며 중성으로 갈수록 흡착량이 증가한다. pH 6.5이상에서는 중금속에 따라 약간의 수산화 침전물이 형성되는 현상이 발생하여 수산화물에 의한 침전과 흡착이 동시에 일어났지만, 본 실험에서는 흡착의 후처리 공정인 가압분리에 의해 흡착된 폐슬러지와 침전물이 동시에 부상분리 되기 때문에 수산화 침전물의 영향은 무시하였다.

pH에 따른 폐슬러지의 Pb(II), Cu(II), Cr(II) 그리고 Cd(II) 흡착량의 변화를 알아보기 위하여 초기농도 1000 mg/L의 중금속 용액과 1.0 g/L의 폐슬러지 부유액을 0.1 M HCl과 0.1 M NaOH로 pH를 2~8까지 단계적으로 조절하여 생체흡착실험을 수행한 결과를 Fig. 5에 나타내었다. pH 2~6의 범위에서는 흡착량에 차이는 있었지만 4가지 중금속에 모두 pH가 높아짐에 따라 흡착량도 증가하였다. Pb(II)는 pH 6이상에서 더 이상 흡착량이 증가하지 않았으며, Pb(II)의 흡착량( $q_{eq}$ )은 pH 6에서 465.9 mg/g으로 pH 2에서 66.5 mg/g에 비해 약 7배정도 증가한 것을 확인할 수 있다. Cu(II), Cr(II) 그리고 Cd(II)의 경우도 Pb(II)와 유사한 경향을 보였으나, 흡착량의 변화는 다소 적었다. 낮은 pH에서 중금속의 흡착량이 감소하는 것은 용액 내에 존재하는 다량의 수소 이온 때문에 중금속 흡착시 저해작용을 일으키며, 강산의 조건에서 중금속이 흡착할 수 있는 작용기가 파괴되거나 폐슬러지의 표면이 양전하를 띠어 정전기적인 반발력<sup>15)</sup>이 발생으로 인하여 중금속의 흡착량이 크게 감소하는 경향을 나타낸 것으로 사료되었다.

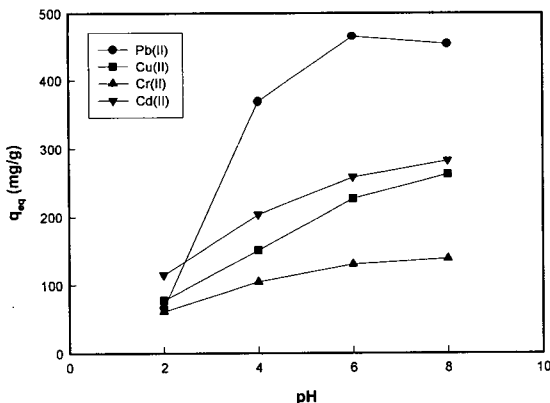


Fig. 5. Influence of metal uptake capacity using waste sludge at four different pH values.

### 3.5. 중금속의 흡착평형 모델

흡착공정에서 흡착평형에 대한 모델링은 다른 운전조건하에서 공정의 설계 및 운전 최적화를 위하여 중요한 문제이다. 흡착등온에 관련된 모델식은 다양하게 제시되어 있지만, 본 연구에서는 Langmuir와 Freundlich 흡착등온식을 사용하여 활성슬러지와 중금속 이온의 흡착 특성을 비교하였다. 흡착등온 실험을 위한 조건은 슬러지 농도(X)를 0.5 g/L로 일정하게 하고 흡착평형시간(t)을 1시간으로 한 상태에서 중금속 농도를 변화시켰다.

중금속 이온이 평형에 도달하면 폐슬러지 단위 무게당 흡착량( $q_{eq}$ )은 잔류 중금속이온의 평형농도( $C_{eq}$ ) 함수로서 흡착등온식으로 나타낼 수 있다. 흡착등온식은 폐슬러지와 중금속 이온 상호간의 흡착 특성에 의해 결정되므로 흡착등온 관계로부터 폐슬러지의 흡착상태를 정량화하여 흡착제로써의 성능을 평가할 수 있다.

Langmuir 흡착등온식은 피흡착체간의 인력이 없는 단분자 흡착으로 가정하여 얻어진 식으로 다음과 같이 표현된다.

$$q_{eq} = \frac{bQ_0C_{eq}}{1 + bC_{eq}} \quad (1)$$

여기에서  $Q_0$ (mg/g)는 슬러지 단위질량당 최대 중금속 흡착량이며, b는 흡착으로 인한 자유도 감소와 에너지 상태의 차이를 반영하는 흡착평형상수,  $q_{eq}$ (mg/g)은 슬러지 단위질량당 중금속흡착량, 그리고  $C_{eq}$ (mg/L)는 평형흡착 농도이다.

Langmuir 흡착등온식은 다중흡착다음과 같이 선형화할 수 있다.

$$\frac{C_{eq}}{q_{eq}} = \frac{1}{Q_0b} + \frac{1}{Q_0}C_{eq} \quad (2)$$

식(2)를  $C_{eq}/q_{eq}$  대  $C_{eq}$ 로 도시하여  $Q_0$ 와 b를 구하였다.

Freundlich 흡착등온식은 다분자층을 형성하며, 미분흡착열이 표면 덮힘 정도에 따라 지수적으로 감소한다는 가정하에서 얻어진 식으로 다음과 같이 표현된다.

$$q_{eq} = K \cdot C_{eq}^{1/n} \quad (3)$$

여기에서  $K$ (mg/g)(mg/L)와  $1/n$ (g/L)은 Freundlich 상수로서 흡착용량과 흡착강도를 나타낸다.

식(3)을 로그형태의 식(4)로 선형화하여  $\ln q_{eq}$  대  $C_{eq}$ 로 도시하여 K와  $1/n$ 을 구하였다.

$$\log q_{eq} = \log K + \frac{1}{n} \log C_{eq} \quad (4)$$

Langmuir와 Freundlich 흡착등온식은 식(2)과 식(4)으로 선형하여 Fig. 6와 Fig. 7로 도시한 결과로부터 각 등온식의 상수를 구하여 Table 1에 나타내었다.

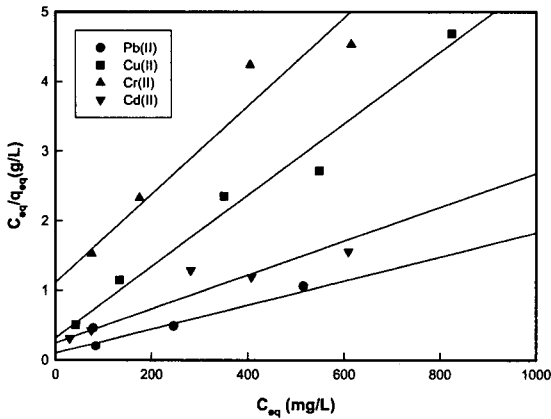


Fig. 6. The mono-component Langmuir adsorption isotherms of Pb(II), Cu(II), Cr(II) and Cd(II). (T:30°C, X: 0.5g)

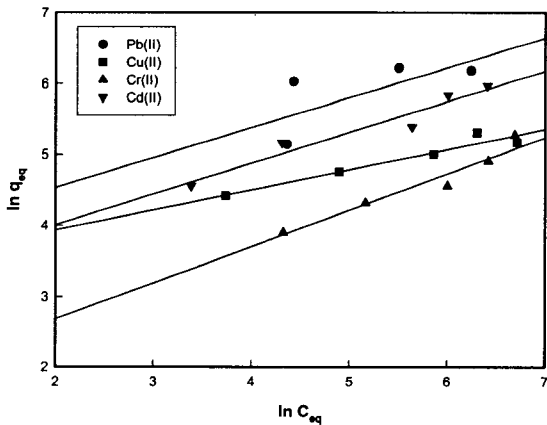


Fig. 7. The mono-component Freundlich adsorption isotherms of Pb(II), Cu(II), Cr(II) and Cd(II). (T:30°C, X: 0.5g/L)

Pb(II)는 평형상태의 흡착량이 높게 나타났지만, Langmuir와 Freundlich 흡착등온식에서 R<sup>2</sup>가 각각 0.7139와 0.4865로서 잘 묘사될 수 없었다. Cu(II)와 Cd(II)는 R<sup>2</sup>=0.94이상으로서 Langmuir과 Freundlich 흡착등온 모델에서 모두 잘 묘사할 수 있었다. 중금속의 최대흡착량(Q<sub>0</sub>)는 Pb(II), Cu(II), Cr(II), 그리고 Cd(II)에서 각각 588.23, 196.08, 158.73, 그리고 416.67 mg/g이었다. 다른 연구자의 다른 종류의 생체흡착제를 이용한 Cd(II)의 최대흡착량(Q<sub>0</sub>)은 *C. vulgaris*에서 111 mg/g<sup>14)</sup>, Chitin에서 15.3 mg/g<sup>16)</sup>, 그리고 *Sargassum* sp.에서 120 mg/g<sup>17)</sup>로서 흡착제의 종류에 따라 약간 차이를 보였다.

Freundlich 흡착등온식의 상수 1/n이 0.1에서 0.5 범위이면 흡착제의 성능이 우수하다고 보고한 바 있으며, 본 실험에 사용된 폐슬러지는 Pb(II), Cu(II), 그리고 Cd(II)에 있어 유용한 흡착제로 사용이 가능하지만 흡착제의 재생 및 회수에 대한 경제성 문제만 해결이 필요할 것으로 사료되었다.

또한 중금속의 종류에 따른 최대흡착량의 변화는 세포벽과의 정전기적 인력, 흡착강도, 중금속의 이온반경, 그리고 슬러지 플록 내의 양이온과의 이온교환 등과 같은 여러 가지 요인 때문에 흡착량이 달라진 사료되었다<sup>18)</sup>.

### 3.6. 폐슬러지 고액분리

활성슬러지를 생체흡착제로 사용하여 중금속을 제거할 때 중금속의 흡착량 및 흡착현상의 해석도 중요한 문제이지만, 실제 처리공정에 적용된다면 중금속이 흡착된 슬러지와 폐수의 고액분리가 중요한 문제가 될 것이다.

중금속의 주입량에 따른 가압부상의 폐슬러지 분리효율을 Fig. 8에 나타내었다. 운전조건은 각 중금속이 흡착평형에 도달하는 시간을 기준으로 하여 흡착과 부상시간을 약 20분으로 조절하였다. 용존공기 부상에 의한 폐 슬러지 부상효율은 중금속이 주입되지 않은 조건에서도 약 92%로 높게 나타났다. 100~150 mg/L의 Pb(II), 와 Cu(II)를 주입하였을 때 약 97%의 높은 분리효율을 나타내었다. 그러나 Pb(II)의 경우는 200 mg/L 이상을 주입하게 되면 분리효율

Table 1. Comparison of the individual Langmuir and Freundlich adsorption constants for Pb(II), Cu(II), Cr(II) and Cd(II)

Component	Langmuir model			Freundlich model		
	Q <sub>0</sub> (mg g <sup>-1</sup> )	b (L mg <sup>-1</sup> )	R <sup>2</sup>	K (mg g <sup>-1</sup> )(mg L <sup>-1</sup> )	1/n	R <sup>2</sup>
Pb(II)	588.2353	0.00017	0.7139	40.0288	0.4223	0.4865
Cu(II)	196.0784	0.00162	0.9743	29.0088	0.2839	0.9436
Cr(II)	158.7302	0.00701	0.9532	1.1022	0.0017	0.7139
Cd(II)	416.6667	0.00059	0.9401	5.2624	0.5115	0.9469

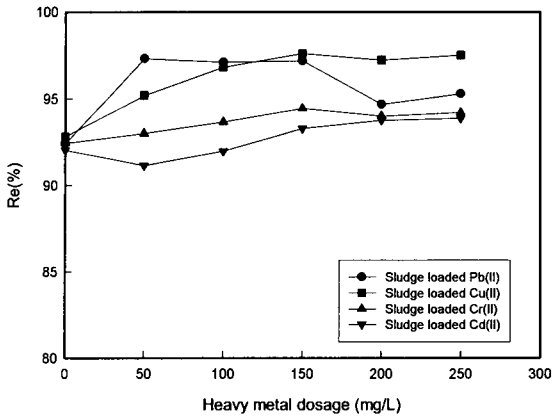


Fig. 8. Influence of heavy metal dosage on biosorptive flotation (sludge conc.: 1.0 g/L).

이 다소 감소되는 경향을 보였다. Cr(II)와 Cd(II)는 중금속의 주입량에 따라 고액분리효율이 약간 증가하였으나 Pb(II)와 Cu(II)에 비해 미미하였다. 중금속의 종류에 따라 분리효율이 달라지는 것은 수중에 존재할 때 각 중금속의 정전기적인 인력과 슬러지 내의 양이온과의 이온교환 능력에 따라 차이를 보인 것으로 사료된다.

Fig. 9는 폐 슬러지 농도에 따른 고액분리효율을 나타낸 것이다. 중금속 농도를 150 mg/L로 하여 폐 슬러지 농도를 0~3000 mg/L로 변화시켰다. 폐 슬러지 농도가 500 mg/L이었을 때 Pb(II), Cu(II), Cr(II), 및 Cd(II)의 중금속 주입에 따른 반송슬러지의 분리효율은 90.4%, 95.8%, 93.4%, 및 96.9%로 나타나, 90%이상의 분리효율을 보였고, 슬러지 농도 2000 mg/L까지는 거의 일정한 분리효율을 보였다. 그러나 슬러지 농도가 3000 mg/L에서는 Cr(II)와 Cd(II)는 거의 일정한 부상효율을 나타내지만, Pb(II)와 Cu(II)는 약 84%로 고액분리효율이 감소하였다.

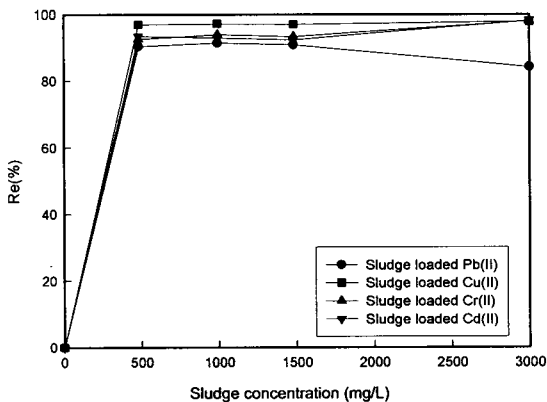


Fig. 9. Influence of sludge concentration on biosorptive flotation (metal conc.: 150 mg/L).

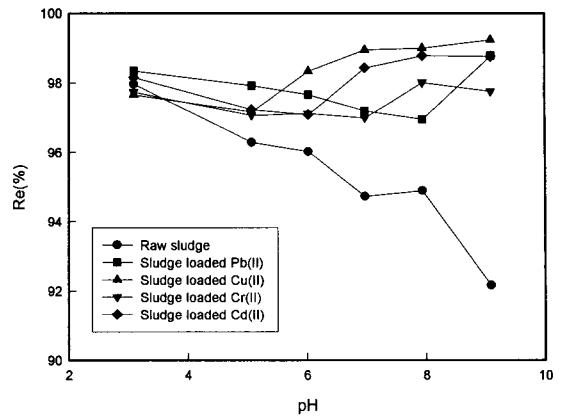


Fig. 10. Influence of pH on biosorption-flotation operation results with waste sludge.

Pb(II), Cu(II), Cr(II), 그리고 Cd(II)가 흡착된 폐 슬러지의 분리에 있어 pH에 따른 고액분리효율을 비교한 결과를 Fig. 10에 나타내었다. 중금속을 흡착되지 않은 폐 슬러지의 경우 분리효율은 pH가 증가함에 따라 분리효율은 98.0%에서 92.2%로 점차 감소하였다. 이는 pH가 감소함에 따라 용액중의 H<sup>+</sup> 이온이 증가로 인한 폐 슬러지 표면의 제타전위가 등전점에 도달<sup>19)</sup>하여 플록간의 반발력의 감소로 인한 응집이 발생하여 플록과 기포의 부착효율이 향상되어 분리효율이 증가한 것으로 사료된다. 각 중금속이 흡착된 폐 슬러지는 pH가 증가하더라도 분리효율이 약 95%이상으로 높은 분리효율을 나타내었으며, pH 6이하에서 분리효율이 증가된 것은 폐 슬러지에 중금속이 흡착되면서 슬러지 플록과의 응집이 일어나 분리효율이 증가한 것으로 사료되었다.

#### 4. 결 론

폐 슬러지를 생체흡착제로 이용하여 Pb(II), Cu(II), Cr(II), 그리고 Cd(II)의 흡착특성 및 고액분리효율을 고찰하여 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

- (1) 각 중금속에 대한 생체흡착의 선택도는 Pb(II) > Cr(II) > Cu(II) > Cd(II) 순이었으며, Pb(II)의 흡착량은 다른 중금속에 비해 2배 이상 높게 나타났다.
- (2) 폐 슬러지의 생체흡착은 반응 초기(5분)에 빠르게 진행되었다. 중금속과 흡착제의 친화도에 따라 약간 차이를 보이지만 20분 후에는 중금속의 흡착량이 거의 평형에 도달하였다.
- (3) Cu(II)와 Cd(II)는 Langmuir과 Freundlich 흡착 등은 모델로서 잘 모사할 수 있었다. Langmuir 흡착등온 모델에 의한 중금속의 최대흡착량(Q<sub>0</sub>)는 Cu(II)와 Cd(II)이 각각 196.08(R<sup>2</sup>=0.9743)과 416.67 mg/g(R<sup>2</sup>=0.9401)이었으며, Pb(II)는 Lang-

muir과 Freundlich 흡착등은 모델에서 상관계수 ( $R^2$ )가 낮게 나타나 정확한 모사가 어려웠다.

- (4) 중금속이 흡착된 폐슬러지의 고액분리 효율은 최적조건에서 95%이상의 높은 효율을 보였으나, pH 증가에 따른 고액분리효율이 약간 감소하는 경향을 보였다. pH 6이하에서 분리효율이 증가된 것은 폐슬러지에 중금속이 흡착되면서 슬러지 플록과의 응집이 일어나 분리효율이 증가한 것으로 사료되었다.

### 참 고 문 헌

- 1) Wei, N. S., 1980, Removal of heavy metals from wastewaters, B&L Information Services, 4pp.
- 2) 정윤철, 1991, 미생물을 이용한 폐수 중 중금속 제거/회수 기술 개발, 과학기술처, 53-65pp.
- 3) Lester, J. N., 2000, Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes, CRC press, 41-68pp.
- 4) Edzwald, J. K., 1993, Algae, bubble, coagulants, and dissolved air flotation, Wat. Sci. Tech., 27(10), 67-81.
- 5) Plummer, J. D. and J. K. Edzwald, 1995, Removing Cryptosporidium by dissolved air flotation, AWWA, Sept., 85-95.
- 6) Matis, K. A., A. I. Zouboulis and P. Solari, 1994, Biosorptive flotation in metal ions recovery", Sepa. Sci. & Tech., 29, 1055-1071.
- 7) Neufield, R. D. and E. R. Herman, 1975, Heavy metal removal by activated sludge, J. Wat. Pollut. Control Fed., 47, 310-329.
- 8) Aldrich, C. and D. Feng, 2000, Removal of heavy metals from wastewater effluents by biosorptive flotation, Mine. Eng., 13, 1129-1138.
- 9) 이창한, 2002, 금속염 응집제에 의한 폐슬러지의 응집현상 및 탈수 특성, 부산대학교 박사학위논문, 87-100.
- 10) Kefala, M. I., A. I. Zouboulis and K. A. Matis, 1999, Biosorption of cadmium ions by Actinomyces and separation by flotation, Environmental Pollution, 104, 283-293.
- 11) Sadowski, Z., Z. Golab and R. W. Smith, 1991, Flotation of *Streptomyces pilosus* after lead accumulation, Biotechnol. and Bioeng., 37, 955-959.
- 12) Bruus, J. H., P. H. Nielsen and K. Keiding, 1992, On the stability of activated sludge flocs with to dewatering, Wat. Res., 26, 1597-1604.
- 13) Arican, B., C. F. Gokcay and U. Yetis, 2002, Mechanistics of nickel sorption by activated sludge, Process Biochem., 37(11), 1307-1315.
- 14) Aksu, Z., 2001, Equilibrium and kinetic modeling of cadmium(II) biosorption by *C. vulgaris* in a batch system : effect of temperature, Sep. Purif. Tech., 21, 285-294.
- 15) Fourest, E. and J. Roux, 1992, Heavy metal biosorption by fungal mycelial by-products: mechanism and influence of pH, Appl Microbiol. Biotech., 37, 399-403.
- 16) Benguella, B. and H. Benaissa, 2002, Cadmium removal from aqueous solution by chitin : kinetic and equilibrium studies, Wat. Res., 36, 2463-2474.
- 17) Cruz, C. C. V., A. C. A. Costa, C. A. Henriques and A. S. Luna, 2004, Kinetic modeling and equilibrium studies during cadmium biosorption by dead Sargassum sp. biomass, Biores. Tech., 91, 249-257.
- 18) Eric, F. and R. J. Claude, 1992, Heavy metal biosorption by fungal mycelial by-products : mechanisms and influence of pH, Appl. Microbiol. & Biotech., 37, 399-403.
- 19) 이창한, 나영수, 김도한, 이송우, 송승구, 2002, 혐기화 시간에 따른 활성슬러지의 물리·화학적 특성변화, 한국환경과학회지, 11, 339-346.