



바이오매스 발전소 저회를 활용한 수용액 내 중금속(Zn, Ni, Cd, Cu) 흡착 효과

김소희¹, 이승규¹, 윤진주¹, 박재혁¹, 강세원², 조주식^{1,2*}

¹순천대학교 일반대학원 농화학과 & IT-Bio 융합시스템전공, ²순천대학교 생명산업과학대학 농생명과학과

Adsorption Effect of Heavy Metals (Zn, Ni, Cd, Cu) in Aqueous Solution Using Bottom Ash of Biomass Power Plant

So-Hui Kim¹, Seung-Gyu Lee¹, Jin-Ju Yun¹, Jae-Hyuk Park¹, Se-Won Kang², Ju-Sik Cho^{1,2*} (¹Department of Agricultural Chemistry & Interdisciplinary Program in IT-Bio Convergence System, Sunchon National University, Suncheon 57922, Korea, ²Department of Agricultural Life Science, Sunchon National University, Suncheon 57922, Korea)

Received: 31 October 2022/ Revised: 18 November 2022/ Accepted: 23 November 2022

Copyright © 2022 The Korean Society of Environmental Agriculture

This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ORCID

So-Hui Kim
<https://orcid.org/0000-0002-5216-9364>

Seung-Gyu Lee
<https://orcid.org/0000-0003-4022-7237>

Jin-Ju Yun
<https://orcid.org/0000-0002-5433-7325>

Jae-Hyuk Park
<https://orcid.org/0000-0001-6073-0185>

Se-Won Kang
<https://orcid.org/0000-0003-2038-5465>

Ju-Sik Cho
<https://orcid.org/0000-0001-9610-5373>

Abstract

BACKGROUND: The number of biomass power plants is increasing around the world and the amount of wastes from power plants is expected to increase. But the bottom ash (BA) is not recycled and has been dumped in landfill. This study was conducted to find out functional groups of BA and adsorption rate of heavy metals on BA.

METHODS AND RESULTS: The BA was dried in oven at 105°C for 24 hours, and characterized by analyzing the chemistry, functional group, and surface area. The adsorption rates of heavy metals on BA were evaluated by different concentration, time, and pH. As a result, the adsorption amount of the heavy metals was high in the order of Zn> Cu> Cd> Ni and the removal rates of Zn, Cu, Cd,

and Ni by BA was 49.75, 30.20, 32.46, and 36.10%, respectively. Also, the maximum adsorption capacity of BA was different by the heavy metal in the environmental conditions, and it was suggested that the isotherms for Zn, Ni, Cd, and Cu were adequate to Langmuir model.

CONCLUSION(S): It is suggested that it would be effective to remove heavy metals in aqueous solution by using BA from biomass power plants in South Korea.

Key words: Adsorption, Biomass power plant, Bottom ash, Heavy metals, Langmuir isotherm

서 론

금속류 물질은 수계와 토양에 노출되어 이동을 통해 작물 생산성 및 미생물 활동 저하, 먹이사슬에 의한 생태계 오염을 유발한다[1]. 금속은 분해되지 않고 축적으로 중금속의 농도가

* Corresponding author: Ju-Sik Cho
Phone: +82-61-750-5182; Fax: +82-61-750-8011;
E-mail: chojs@schnu.ac.kr

증가하는데, 일정 농도 이상의 중금속 섭취는 인체에 중독 현상을 일으킨다[2,3]. 따라서 중금속을 제거하는 연구가 활발하게 진행되고 있으며, 식물, 활성탄, 바이오차 등 다양한 소재를 활용한 연구들이 진행되고 있다[4].

최근 바이오매스 발전소 또는 생활고형 폐기물(MSW) 처리 공정에서 발생되는 폐기물을 활용한 오염물질 제거에 대한 연구가 활발하게 진행되고 있다[5,6]. 일반적으로 바이오매스 발전소의 잔류물은 비회(Fly Ash)와 저희(Bottom Ash)로 분류가 되며, 저희는 비회보다 무겁고 크기가 크고 무기 및 불연성 물질로 구성되어 대부분 알칼리성을 나타낸다[7,8]. 저희가 새로운 오염물질 제거제로 주목을 받는 이유는 이들이 풍부한 다공성과 큰 비표면적, 높은 유기탄소 함량을 가지고 있기 때문이며, 철, 알루미늄 산화물 및 K, Na, Ca, Mg 등의 다양한 금속 원소와 결합되어 있는 것이 특징이다[9-11]. 최근 대한민국 내 바이오매스 발전소의 증가로 인해 연간 발생하는 저희의 발생량은 약 2.7만톤으로 대부분 토양에 매립 폐기되고 있다[12]. 따라서 매년 발생하는 저희를 효과적으로 활용하고, 경제적 이점을 제공할 수 있는 활용 방안 연구가 필요하다[13,14].

이에 본 연구는 국내에서 바이오매스 화력발전소에서 배출되는 저희를 수용액 내 중금속을 제거하기 위한 흡착제로 활용 가능성을 확인하기 위해, 저희의 작용기와 비표면적을 확인하고 Zn, Ni, Cd, Cu의 중금속 흡착능력을 확인하였으며, 흡착제로서의 적용 가능성을 확인하고자 한다.

재료 및 방법

공시재료

사용된 저희는 대한민국 남동발전소의 '영동 1호기' 바이오매스 발전소에서 채취하였으며, 이 저희는 우드펠릿을 1100°C에서 열분해하여 생성된 고형물 중 하나이다. 채취한 저희는 105°C에서 24시간 건조하여 수분을 제거하였다. 특성 분석을 위해 중류수와 1:10(w/w) 비율로 혼합하고 30분동안 교반 후 pH meter와 EC meter(S230, Mettler Toledo, Zurich, Switzerland)를 활용하여 pH와 EC를 측정하였으며, 습식분해액(H₂SO₄:HClO₄ = 1:1)으로 전처리한 여과액을 적당히 흐석하여 Inductively coupled plasma-optical emission spectroscopy(ICP-OES, ICPE-9000, Shimadzu, Kyoto, Japan)으로 측정을 통해 이온과 중금속을 분석하였다. C와 N은 Elemental Analyzer(EA, EA2400II, Perkin Elmer, USA)으로 측정하였고, 저희의 작용기는 Spectrum two(FT-IR, Perkin Elmer, USA)으로 분석하였으며 표면적은 ASAP-2020M(BET, Micromeritics Instrument Corp., USA)으로 분석하였다.

중금속 용액 제조

저희의 중금속별 흡착능력과 환경변화에 따른 중금속 흡착변화를 비교하기 위해 다음과 같이 준비하였다. 실험에서 사용된 중금속 용액은 Zn, Ni, Cd, Cu으로 선정하였으며, 각각의 중금속은 ZnSO₄·7H₂O, Ni(NO₂)₂·6H₂O, Cu(SO₄)₂·5H₂O을 사용하여 중금속의 용액을 1000 mg/L 되게 제조한 표준용액을 이용해 단일용액으로 제조하였다.

CdCl₂·2.5H₂O을 사용하여 중금속의 용액을 1000 mg/L 되게 제조한 표준용액을 이용해 단일용액으로 제조하였다.

저희의 중금속 흡착 특성

저희의 중금속 별 흡착 특성을 조사하기 위해 실험을 진행하였으며, 100 mg/L로 준비된 각각의 중금속 용액에 저희를 0.05 g 주입하여 24시간동안 160 rpm으로 교반하였고, HM(현대 마이크로) Filter Paper NO.53으로 필터 후 Standard Method에 의해 ICP-OES를 이용하여 저희의 중금속별 흡착 특성을 비교하였다. 이때 잔류한 중금속의 농도와 흡착된 중금속 함량을 이용하여 중금속 흡착율을 분석하였으며, 식 (1)에 대입하여 산출하였다.

$$R (\%) = ((C_0 - C_e) / C_0) \times 100 \quad (1)$$

식에서 C₀는 제조한 중금속 용액의 초기 농도이며, C_e는 중금속의 잔류 농도이다.

저희의 접촉시간에 따른 중금속 흡착 특성

반응시간에 따른 저희의 중금속별 흡착특성을 조사하기 위해 실험을 진행하였다. 동일한 무게의 저희와 중금속 용액을 주입한 후 교반시간을 변화시켜 수용액 내 중금속 잔존농도를 통해 흡착특성을 확인하였다. 주입한 중금속 폐수의 농도는 100 mg/L이며, 교반시간은 15 min, 30 min, 1 h, 2 h, 3 h, 4 h, 6 h, 8 h, 10 h, 12 h, 16 h, 20 h, 24 h으로 변화를 주어 조사하였다.

저희의 pH에 따른 중금속 흡착 특성

중금속은 pH에 따라 흡착되는 중금속의 종류와 양이 달라지기 때문에, pH의 변화는 중금속 흡착에 영향을 주는 요소이다. 이에 pH 변화에 따른 저희의 중금속 흡착율을 확인하였다. 이 실험은 동일한 0.05 g의 저희를 100 mg/L 중금속 용액 25 mL에 처리한 후 용액의 pH를 0.1 M HCl 용액과 0.1 M NaOH으로 처리하여 조절하였다. pH는 2.0, 2.5, 3.0, 3.5, 4.0, 4.5, 5.0, 5.5, 6.0으로 설정하여 흡착특성을 조사하였다.

저희의 중금속 등온흡착 실험

등온흡착실험은 저희의 0.05 g 무게에 각각의 중금속 용액 농도를 달리하여 첨가한 후 24시간 동안 160 rpm으로 교반하여 흡착평형상태에서 중금속의 잔존 농도를 분석하였다. 표준 용액은 2.5, 5, 10, 20, 40, 80, 160, 320 mg/L로 제조하였으며 HDPE 용기에 제조한 용액 25 mL를 주입하였다. 이후 실험결과에 따른 등온흡착실험 결과는 저희의 단위 g당 흡착된 중금속의 양과 평형상태에서 용액에 잔류한 중금속 농도를 분석하여 이를 Langmuir 및 Freundlich 등온흡착식에 적용하였다. Freundlich 모델은 비균질한 흡착제의 표면에 피흡착질이 다층으로 존재하는 형태로, 무기오염물보다 유기오염물 흡착에 더 적합한 모델이다. Freundlich 모델의 흡착식은 식 (2)와 같이 표현한다[15].

$$Q = KC_q^{1/n} \quad (2)$$

식에서 Q 는 흡착제 무게당 흡착된 중금속 이온의 질량 (mg/g), C_q 는 전류 중금속 이온의 평형농도 (mg/L), K 는 분배계수 (L/g), $1/n$ 은 오염물질에 대한 흡착능력을 의미한다. 일반적으로 K 는 흡착능력에 관련된 함수로서 값이 증가할수록 흡착능력이 증가하는 것으로 알려져 있으며, $1/n$ 값은 낮을수록 흡착제와 흡착질의 농도가 강함을 알 수 있다. 또한 $1/n$ 의 값이 0.1-0.5의 범위 내에 존재할 때 흡착제로서 흡착이 용이하며, 2 이상일 경우 흡착제의 양을 증가시켜도 흡착효율이 증가하지 않은 상태인 난흡착성이라고 지칭한다. 이때 $1/n$ 의 값이 1보다 적을 경우 Langmuir 모델의 흡착특성을 갖는 것으로 알려져 있다[15,16].

Langmuir 모델은 동적인 평형상태에서 빈흡착점과 흡착질의 충돌에 의해 이루어지며, 흡착제 표면이 단분자층으로 흡착형태로 에너지 분포가 균일한 흡착제에 적합하다. Langmuir 모델의 흡착식은 아래의 식 (3)과 같이 표현된다[17,18].

$$Q_m/Q = (aC_q)/(1+aC_q) \quad (3)$$

식에서 Q_m 은 흡착제의 무게당 흡착된 중금속 이온의 질량 (mg/g), Q 는 포화흡착량 (mg/g), a 는 결합에너지와 관련된 Langmuir 흡착상수, C_q 는 전류 중금속의 평형농도 (mg/L)을 나타낸다.

중금속 흡착 전후의 표면 변화

저회 내부에 흡착된 중금속의 형태를 관찰하기 위하여 Transmission Electron Microscope (TEM, FEI, NL)으로 관찰하였으며, 저회 표면의 원소 분석은 Scanning Electron Microscope (SEM)과 Energy Dispersive Spectrometer (EDS)로 분석하였다. 저회의 중금속 흡착 특성을 조사하기 위해 사용했던 저회를 흡착 후 회수하여 분석 시료로 측정하였으며, 준비한 각각의 중금속 흡착 저회는 dry oven에서 50°C에서 24시간 건조시킨 후 측정하였다.

결과 및 고찰

저회의 특성

중금속 흡착에 사용된 저회의 pH, EC, 원소 분석, 비표면적에 대한 결과는 Table 1에서 보는 바와 같다. pH는 9.13의 약알칼리성을 나타내었으며, EC는 37.9 dS/m, 탄소의 비율은 49.42%, 탄화의 정도를 나타내는 H/C는 0.060의 비율로 확인할 수 있었다. BET 분석 결과 저회의 BET은 27.83 m^2/g

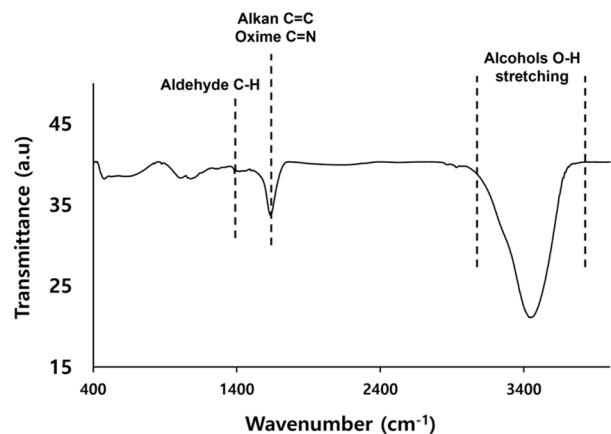


Fig. 1. Functional group of bottom ash through FTIR.

으로 측정되었으며 공극 부피와 공극 크기는 각각 0.00057 cc/g , 1.483 nm으로 측정되었다. 이는 Herman 등[19]과 비교하였을 때, 석탄저회의 Surface area와 Pore volume 및 Pore diameter이 각각 $17.64 \text{ m}^2/\text{g}$, 0.0147 cc/g , 4 nm으로 보고하였는데 바이오매스 저회가 석탄 저회보다 표면적이 넓고, 공극의 크기는 작은 것으로 확인되었다.

저회의 작용기 분석결과를 통해 aldehyde C-H을 나타내는 bending 1380 cm^{-1} 에서 1390 cm^{-1} 에 해당하는 피크가 관찰되었으며, 1635 cm^{-1} 에서 alkan C=C, 1640 cm^{-1} 에서 1690 cm^{-1} 에 해당하는 피크인 oxime C=N, 3060 cm^{-1} 에서 3685 cm^{-1} 에 해당하는 피크인 alcohols O-H stretching가 관측되었다(Fig. 1). O-H bending은 산소를 포함한 기능족으로 물의 하이드록실과 양이온의 상호작용에 기인하기 때문에 흡착능력을 판단할 수 있는 작용기 중 하나이다[19,20]. 바이오매스 발전소에서 발생하는 저회의 작용기 구성 중 O-H bending의 작용기가 존재하며 이는 바이오차와 유사한 특징으로 알려져 있으며[21], 실제로 실험에 사용된 저회에서도 O-H bending이 발견되었다.

저회의 중금속 흡착 특성

저회의 중금속별 흡착 특성 대학 결과는 Fig. 2에서 보는 것과 같이 저회의 흡착효율은 $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Ni}$ 순으로 나타났으며, Zn 이 49.77%으로 가장 높은 흡착율을 나타냈다. 그 다음으로는 Cu 과 Cd 이 각각 36.10%, 32.46이며, Ni 은 가장 낮은 흡착 효율인 30.20%으로 조사되었다(Fig. 2). 이러한 결과는 박 등[22]의 보고에서 저회의 Cd의 최대 흡착량은 23.3 mg/g 으로 실제 본 연구의 흡착 효율과 유사한 결과값을 나타났다. 최 등[23]은 바이오차를 활용한 중금속별 흡착 효율을 평가한 결과, Zn 이 가장 낮은 흡착 효율을 보인다고 보고하였

Table 1. Phyco chemical properties of the Bottom ash (BA)

pH	EC	BET surface area	Pore Volume	Pore Diameter	C	H	H/C
(1:10)	dS m⁻¹	m^2g^{-1}	cm^3g^{-1}	nm	-----	%	-----
9.13	37.9	27.83	0.00576	1.483	49.42	2.975	0.060198

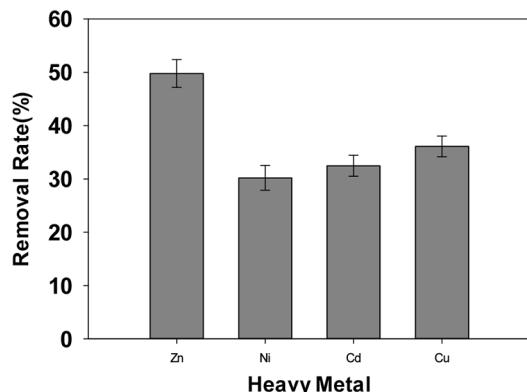


Fig. 2. Removal rate about each heavy metal (Zn, Ni, Cd, Cu) of BA.

지만, 본 연구에서는 저희는 Zn이 가장 흡착량이 높은 것으로 조사되었다.

저희의 접촉시간에 따른 중금속 흡착 특성

접촉시간에 따른 저희의 중금속 별 흡착 특성은 Fig. 3에서 보는 바와 같다. Zn은 15분에서 최대 흡착량이 나타났으며, 이후 큰 차이 없이 평형상태를 유지하였고, Ni의 경우 15분에서 16시간까지 5.51 mg/g 정도가 증가하였으며 이후로는 평형상태를 유지하였다. Cd은 Ni와 동일하게 10시간에서 최대

흡착량이 관찰되었으며, 15분에서 10시간까지 12.35 mg/g에서 17.97 mg/g으로 약 5.62 mg/g 정도 증가하여 Ni과 유사한 증가량을 나타내었다. Cu는 다른 중금속과 다르게 24시간에 최대 흡착율을 보였으며 15분에서 24시간까지 흡착 함량이 8.84 mg/g 정도 증가하였으며 이는 가장 높은 증가량이다. 이러한 현상은 초기의 빠른 흡착 반응 이후 완만한 증가량으로 이는 흡착이 포화됨에 따라 흡착 속도와 흡착량이 감소하는 것으로 판단되며, 많은 중금속 흡착제에 관한 연구 결과에서 나타나는 결과와 유사하였다[22-24].

저희의 pH에 따른 중금속 흡착 특성

중금속 흡착에 영향을 주는 pH는 중요한 변수 중 하나이며, 흡착제의 표면의 전하에 변화를 주어 흡착에 있어 큰 영향을 받는다[25]. 따라서 중금속 흡착에 대한 용액의 pH의 영향을 조사하기 위해 2.0에서 6.0 범위의 pH 변화에 따른 변화를 확인하였다. Fig. 4의 결과를 통해 pH 2.0에서 pH 4.5까지 Zn, Ni, Cd, Cu의 흡착 증가량은 각각 13.16 mg/g, 10.67 mg/g, 10.83 mg/g, 17.10 mg/g이 나타났고, Cu>Zn>Ni>Cd 순으로 증가량이 많았다. 저희는 pH가 증가할수록 중금속 흡착량이 증가하였는데, Zn과 Cu는 pH 5.5에서 각각 19.35 mg/g, 19.01 mg/g의 최대 흡착량이 나타났고, Ni과 Cd은 pH 5.0에서 13.08 mg/g, 13.16 mg/g의 최대 흡착량이 나타났다. 이는 pH가 증가할수록 H⁺이온이 감소하면서

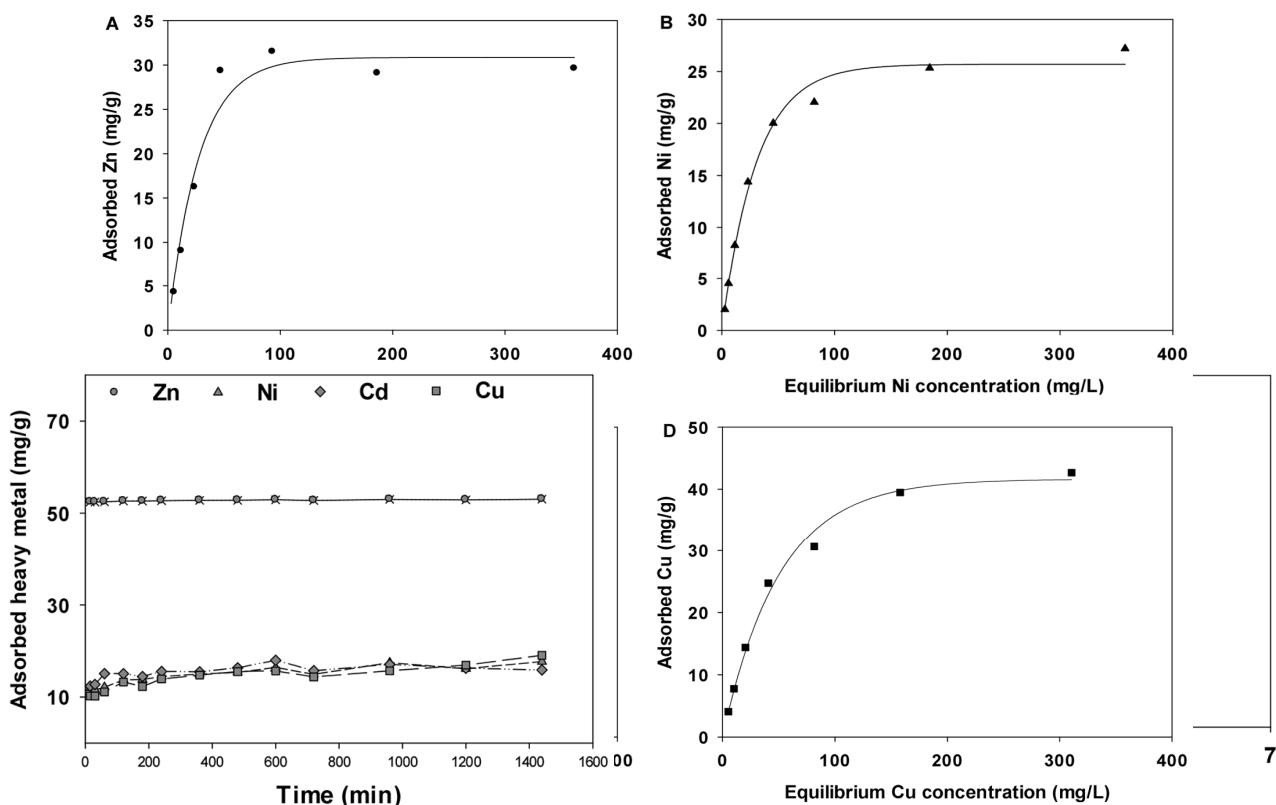


Fig. 3. Effect of contact time on heavy metal adsorption by BA. Fig. 6. Freundlich isotherm equations of heavy metals (Zn, Ni, Cd, Cu) using BA.

A: Zn, B: Ni, C: Cd, D: Cu

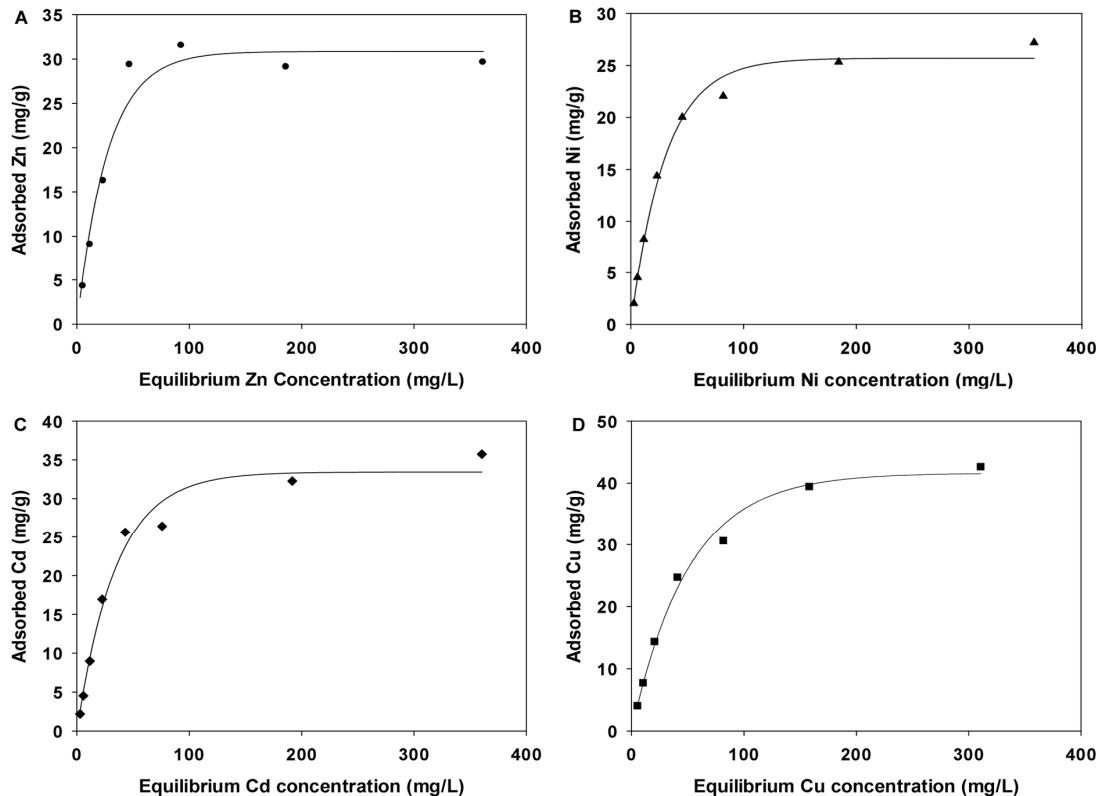


Fig. 5. Adsorption isotherms for the heavy metal (Zn, Ni, Cd, Cu) from BA.

A: Amount of Zn adsorbed, B: Amount of Ni adsorbed, C: Amount of Cd adsorbed, D: Amount of Cu adsorbed

중금속의 경쟁이 줄어들어 흡착이 증대되는 현상과 같은 이유로 판단되며[25,26], 활성탄과 바이오차등의 다양한 흡착제를 활용한 중금속 흡착에 대한 연구에서도 pH 5.0-6.0에서 최대 흡착량이 나타났음이 보고된 바이다[22,26].

저희의 중금속 등온흡착 실험

저희의 단위 g당 중금속 흡착량과 평형상태의 농도를 측정한 실험 결과, 4가지 중금속 모두 농도가 증가할수록 저희의 흡착량이 증가하였으며, 모든 중금속은 최대 흡착량 도달 후 일정한 평형 상태에 도달하는 것을 확인하였다(Fig. 5). 이 결과를 토대로 Langmuir 및 Freundlich 등온흡착식을 적용하여 등온흡착식의 상수를 구하였다.

Freundlich 등온흡착식을 이용한 저희의 중금속 흡착에 대한 결과 및 상수를 Fig. 6와 Table 2에서 보는 바와 같다. 이때 K 와 $1/n$ 은 흡착능력과 흡착세기를 나타내는 상수으로써 K 가 클수록 흡착능력이 뛰어나며, $1/n$ 이 작을수록 흡착 세기가 강함을 뜻하고 0.1에서 0.5 사이에 값이 있을 경우 흡착제로서 적합하다고 판단한다[15]. 이에 Table 2를 통해 Zn, Ni, Cd, Cu의 $1/n$ 값이 각각 0.55, 0.51, 0.56, 0.57이며, 0.5값에 매우 유사한 값이 나타났음으로 저희가 Zn, Ni, Cd, Cu의 중금속에 대한 흡착제로서 활용 가능한 것으로 판단된다.

Langmuir 등온 흡착식에 대한 결과 및 상수를 Fig. 7과 Table 2에 제시하였다. Langmuir 모델에서 a 값은 최대 흡착

량으로서 퍼흡착질에 흡착할 수 있는 함량을 나타내며, b 의 값은 결합세기를 나타낸다[18]. 따라서 저희의 Zn, Ni, Cd, Cu의 친화도는 각각 32.26, 29.49, 39.38, 50.25로 Cu가 가장 친화도가 가장 높았으며 Cu>Cd>Zn>Ni 순으로 나타났다. 결합세기(b)는 Zn, Ni, Cd, Cu 각각 0.0427, 0.0346, 0.0266, 0.0195으로 Zn이 가장 결합세기가 강했으며 Zn>Ni>Cd>Cu의 순으로 결과를 확인할 수 있었다. 또한 R^2 의 값은 Zn, Ni, Cd, Cu 각각 0.9941, 0.9993, 0.9980, 0.9983으로 나타났으며 Freundlich 등온흡착의 R^2 와 비교하였을 때 4가지 중금속 모두 Langmuir 등온흡착식이 더 적합한 것으로 판단된다. 이에 저희는 Zn, Ni, Cd, Cu의 경우는 단층에서 발생하는 흡착으로 결론지을 수 있다. 실제로 Park 등[22]에 따르면 저희의 Cd 흡착은 Langmuir 등온식에 적합함을 보고하였으며, 이는 본 연구의 결과와 동일한 결과이다. 또한 석탄 저회를 활용한 Cu와 Zn의 중금속 흡착은 Langmuir 등온흡착식에 적합하다고 보고하였으며, 본 연구에서도 Cu와 Zn에 대한 저회의 흡착이 Langmuir 등온식이 적합하다는 결과가 동일하게 나타났다[27].

저희의 중금속 흡착 후 표면 변화

Zn, Ni, Cd, Cu의 중금속 흡착 전과 흡착 후의 저회의 표면변화를 확인하기 위해, TEM, SEM, EDS를 관찰하였다(Fig. 8). 흡착 전 저회의 TEM 사진을 통해 저회의 매끈한 형태의

Table 2. Determination of the parameters for the Freundlich and Langmuir isotherm of heavy metal (Zn, Ni, Cd, Cu) using BA

Heavy metal	Freundlich adsorption isotherm			Langmuir adsorption isotherm		
	K	1/n	R ²	a	b	R ²
Zn	1.98	0.5510	0.9201	32.26	0.0427	0.9941
Ni	1.93	0.5197	0.9392	29.49	0.0346	0.9993
Cd	1.92	0.5685	0.9395	39.38	0.0266	0.9980
Cu	2.11	0.5776	0.9636	50.25	0.0195	0.9983

표면을 확인하였으며, 중금속 흡착시킨 저희의 TEM 사진들 비교를 통해 겉면에 물질이 흡착이 되었음을 확인할 수 있었다. 또한 mapping을 통해 SEM과 EDS를 확인한 결과 흡착 전 저희에서는 흡착실험에 사용된 중금속이 관찰되지 않았지만 흡착 후 저희 내에 흡착시킨 중금속이 표면에 흡착되어 있음을 확인하였다.

본 연구는 목질계 펠렛으로 제작된 바이오매스 발전소 폐기물인 저희를 이용하여 수용액 내 Zn, Ni, Cd, Cu에 대한 흡착특성을 조사하였다. 저희는 Zn>Cu>Cd >Ni 순으로 흡착능력이 뛰어났다. 저희는 Zn, Ni, Cd, Cu에 대해 15분 이내에 급격한 흡착 향상을 보였으며, 이후부터는 천천히 평형상태에 도달하는 것을 확인할 수 있었다. 또한 pH 변화에 따른 흡착량이 크게 변화하였으며, pH 5.0-5.5에서 최대흡착량이 조사되었다. 등온흡착 실험결과 저희는 Zn, Ni, Cd, Cu 모

두 Langmuir 등온식에 더 적합하였으며, SEM과 EDS 분석 결과를 통해 저희 표면에 각각의 중금속이 흡착되어 있음을 확인할 수 있었다. 이러한 결과를 통해 바이오매스 발전소 폐기물인 저희는 Zn, Ni, Cd, Cu의 흡착제로서 활용이 가능할 것으로 판단된다.

Note

The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgement

This work was carried out with the support of the Field Technology Research Project through the Korea

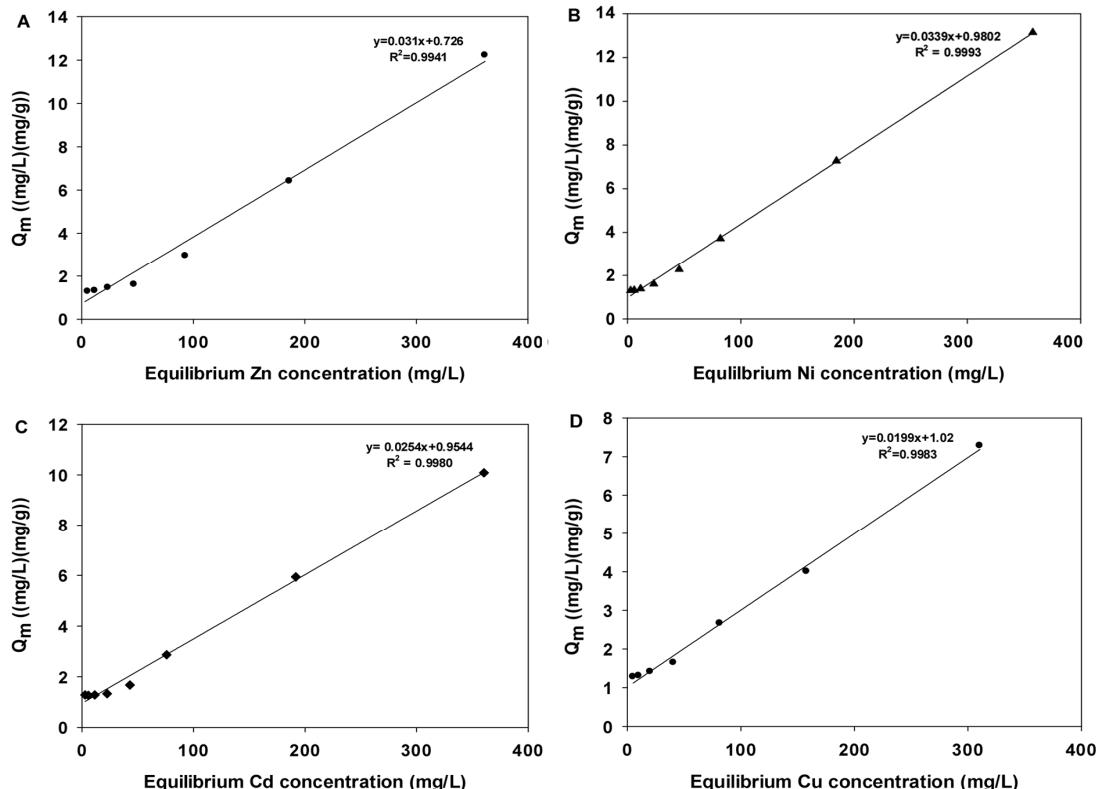


Fig. 7. Langmuir isotherm equations of heavy metals (Zn, Ni, Cd, Cu) using BA.

A: Zn, B: Ni, C: Cd, D: Cu

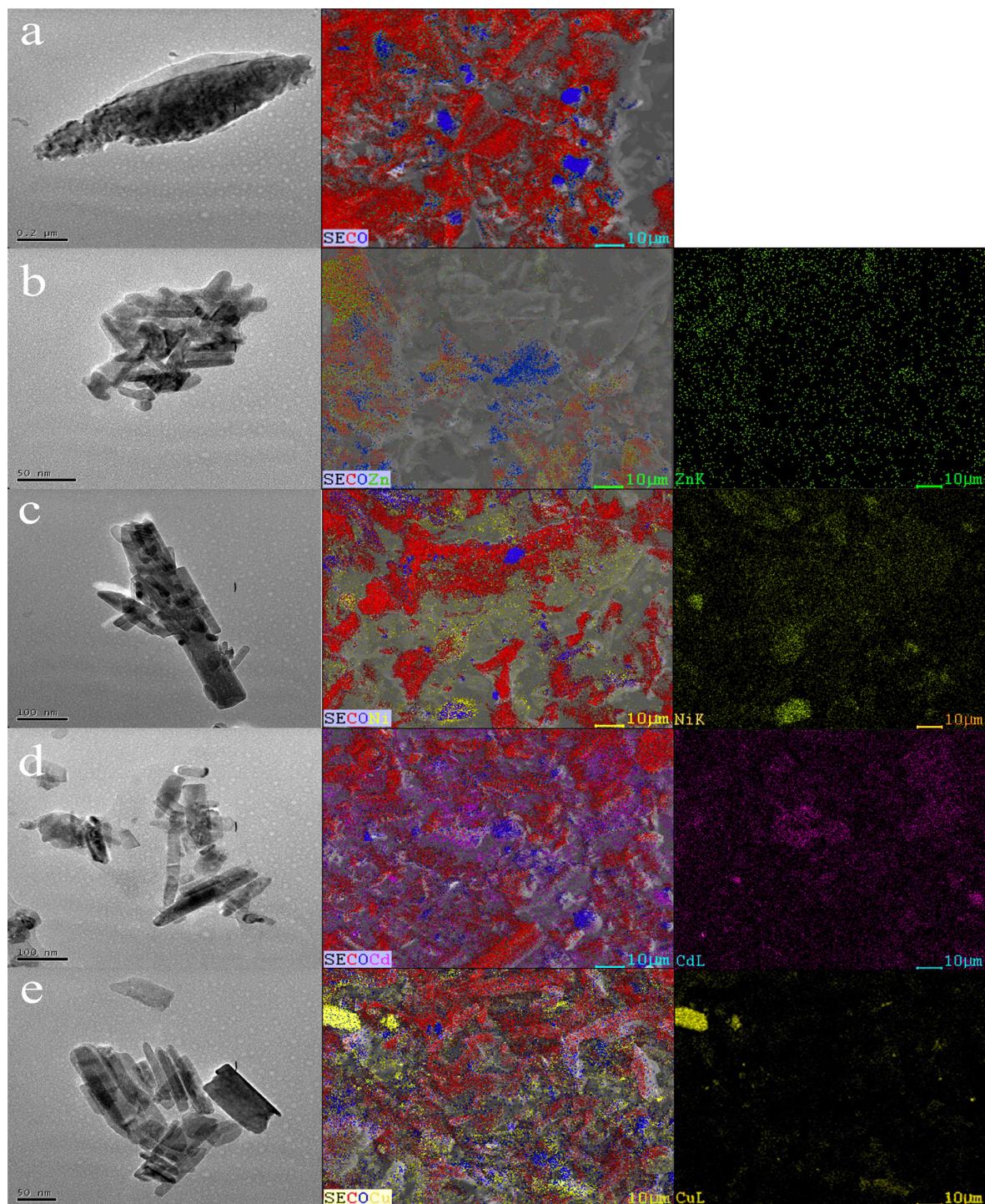


Fig. 8. Comparison of TEM, SEM and EDS image using mapping before and after adsorption of heavy metal (Zn, Ni, Cd, Cu) using BA.

Left: TEM, Middle: SEM image of C, O and heavy metal about BA, Right: SEM image of adsorbed heavy metal, a: original of BA, b: adsorbed Zn, c: adsorbed Ni, d: adsorbed Cd, e: adsorbed Cu

South-East Power Co., Ltd. (KOEN).

References

1. Khan S, Shahnaz M, Jehan S, Shah MT, Din I (2013) Drinking water quality and human health risk in Charsadda district, Pakistan. Journal of Cleaner Production, 60, 93-101. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.02.016>
2. An JM, Chang SY, Hwang HR, Park DH, Lee BN, Kim

- SB, Lee GH (2020) Risk assessment about heavy metals contamination in agricultural products at abandoned mine area. *Korean Journal of Environmental Agriculture*, 39(1), 10-19. <https://doi.org/10.5338/KJEA.2020.39.1.2>.
3. Keskinkan O, Goksu MZL, Basibuyuk M, Forster CF (2004) Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*ceratophyllum demersum*). *Bioresource Technology*, 92(2), 197-200. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.07.011>.
4. Park JH, Kim SH, Shin JH, Kim HC, Seo DC (2015) Competitive adsorption characteristics of copper and cadmium using biochar derived from *phragmites communis*. *Korean Journal of Environmental Agriculture*, 34(1), 21-29. <https://doi.org/10.5338/KJEA.2015.34.1.10>.
5. Van Gerven T, Van Keer E, Arickx S, Jaspers M, Wauters G, Vandecasteele C (2005) Carbonation of MSWI-bottom ash to decrease heavy metal leaching, in view of recycling. *Waste Management*, 25(3), 291-300. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2004.07.008>.
6. Cui J, Li J, Cui J, Wang W, Wu Y, Xu B, Chang Y, Liu X, Li H, Yao D (2022) Removal effects of a biomass bottom ash composite on tailwater phosphate and its application in a rural sewage treatment plant. *Science of the Total Environment*, 812, 152549. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152549>.
7. Kim SU, Kim YG, Lee SM, Park HC, Son HJ, Yun SW, Kim SY, Hong CO (2016) The effect of bottom ash in reducing cadmium phytoavailability in Cadmium-contaminated Soil. *Korea Journal of Environmental Agriculture*, 35(2), 152-157. <https://doi.org/10.5338/KJEA.2016.35.2.19>.
8. Vamvuka D (2007) Comparative fixed/fluidized bed experiments for the thermal behaviour and environmental impact of olive kernel ash. *Renewable Energy*, 34(1), 158-164. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2008.04.032>.
9. Khan AA, De Jong W, Jansens PJ, Spliethoff H (2009) Biomass combustion in fluidized bed boilers: Potential problems and remedies. *Fuel Processing Technology*, 90, 21-50. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2008.07.012>.
10. Vassilev SV, Baxter D, Andersen LK, Vassilev CG (2013) An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase-mineral and chemical composition and classification. *Fuel*, 105, 40-76. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.09.041>.
11. James AK, Thring RW, Helle S, Ghuman HS (2012) Ash management review-applications of biomass bottom ash. *Energies*, 5, 3856-3873. <https://doi.org/10.3390/en5103856>.
12. Hur SB (2020) A study on the Improvement of Transfer Facilities of Recycling of Bottom Ash and Unburned Wood Pellet Fuels from Coal to Wood Pellets. Master Thesis, Seoul National University of Science and Technology. Seoul, Korea.
13. Heo DY, Hong CO (2019) Effect of Weathering of Bottom Ash on Mitigation of Green House Gases Emission from Upland Soil. *Korean Journal of Environmental Agriculture*, 38(4), 245-253. <https://doi.org/10.5338/KJEA.2019.38.4.33>.
14. Hong YK, Kim JW, Kim HS, Lee SP, Yang JE, Kim SC (2021) Bottom ash modification via sintering process for its use as a potential heavy metal adsorbent: Sorption kinetics and mechanism. *Materials*, 14(11), 3060. <https://doi.org/10.3390/ma14113060>.
15. Freundlich HMF (1906) Over the adsorption in solution, *The Journal of Physical Chemistry*, 57(385471), 1100-1107.
16. Choi IW, Kim SU, Seo DC, Kang BH, Sohn BK, Rim YS, Heo JS, Cho JS (2005) Biosorption of heavy metals by biomass of seaweeds, *Laminaria* species, *Ecklonia stolonifera*, *Gelidium amansii* and *Undaria pinnatifida*. *Korean Journal of Environmental Agriculture*, 24(4), 370-378. <https://doi.org/10.5338/KJEA.2005.24.4.370>.
17. Ayawei N, Ebelegi AN, Wankasi D (2017) Modelling and interpretation of adsorption isotherms. *Journal of chemistry*, 2017, 3039817. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>.
18. Langmuir I (1918) The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical society*, 40, 1361-1403.
19. Herman AP, Yasup S, Shahbaz M, Patrick DO (2016) Bottom ash characterization and its catalytic potential in biomass gasification. *Procedia Engineering*, 148, 432-436. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.06.447>.
20. Sun WL, Qu YZ, Yu Q, Ni JR (2008) Adsorption of organic pollutants from coking and papermaking wastewaters by bottom ash. *Journal of hazardous materials*, 154(1-3), 595-601. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.063>.
21. Ul Haq E, Padmanabhan SK, Licciulli A (2014) Synthesis and characteristics of fly ash and bottom ash based geopolymers-A comparative study. *Ceramics International*, 40(2), 2965-2971. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2013.11.040>.

- doi.org/10.1016/j.ceramint.2013.10.012.
22. Park JH, Eom HH, Lee SL, Hwang SW, Kim SH, Kang SW, Yun JJ, Cho JS, Lee HY et al. (2020) Exploration of the potential capacity of fly ash and bottom ash derived from wood pellet-based thermal power plant for heavy metal removal. *Science of the Total Environment*, 740, 140205. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140205>.
23. Choi IW, Seo DC, Kang SW, Lee SG, Seo YJ, Heo JS, Cho JS (2013) Adsorption characteristics of heavy metals using sesame waste biochar. *Korean Journal of Soil Science and Fertilizer*, 46(1), 8-15. <https://doi.org/10.7745/KJSSF.2013.46.1.008>.
24. Chiang YW, Ghyselbrecht K, Santos RM, Meesschaert B, Martens JA (2012) Synthesis of zeolitic-type adsorbent material from municipal solid waste incinerator bottom ash and its application in heavy metal adsorption. *Catalysis Today*, 190(1), 23-30.
- <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2011.11.002>.
25. Rahman MS, Lslam M (2009) Effects of pH on isotherms modeling for Cu (II) ions adsorption using maple wood sawdust. *Chemical Engineering Journal*, 149(1-3), 273-280. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.11.029>.
26. Jeon HG, Cheong KH, Lee JW, Lee JS, Moon DH (2020) Adsorption of heavy metals in an aqueous solution using starfish (*asterina pectinifera*) biochar. *Journal of Korean Society of Environmental Engineers*, 42(5), 267-279. <http://doi.org/10.4491/KSEE/2020.42.5.267>.
27. Asokbunyarat V, Van Hullebusch ED, Leans PN, Annachhatre AP (2015) Coal bottom ash as sorbing material for Fe (II), Cu (II), Mn (II), and Zn (II) removal from aqueous solutions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226(5), 1-17. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2415-5>.