

수중 속에 존재하는 중금속에 대한 활성탄과 황토의 흡착거동

이경호

경주대학교 환경공학과

A study on adsorption behaviors of activated carbon powder and loess for heavy metal in aqueous solution

Kyung Ho Lee

Dept. of Environmental Engineering, Kyongju Univ.
Hyohyun-dong 42-1, Kyongju-city, Kyongbuk 780-712, Korea

The adsorption behaviors of activated carbon powder and loess for zinc, copper and lead for each in aqueous solution by Batch test were studied. The important factors to get rid of heavy metal ions are to the amounts of adsorbent, reaction time of stirring, pH, temperature and ionic strengths. It has been shown that copper and lead appeared good adsorption efficiency under concentration of 10 ppm, also in case of zinc has 20 ppm. In general the more quantity of adsorbent increase, the more adsorption efficiency has. In case of reaction time among factors had nearly 100% remove copper and lead ions in aqueous solution in half of hour, but zinc had de-adsorption phenomenon passed 30 min. on the decreasing of adsorption efficiency. On the other hand the adsorption efficiency had increased in higher temperature. Also copper and lead in Alkali, Zinc ion in acidic part of pH range had a good adsorption efficiency. In last as the addition of strong electrolyte had not effect on adsorption efficiency at all. After all the best selectivity for carbon powder and loess were lead, copper and zinc in turn. Also loess has not good one to compare with carbon powder as the adsorbents, but the best adsorbent for zinc ion.

Key words: heavy metal, adsorption efficiency, carbon powder, loess, ionic strengths, pH, selectivity, strong electrolyte

1. 서 론

최근 수질오염에 의한 영향이 심각한 문제로 대두되고 있다. 수질오염의 요인 중 큰 비중을 차지하는 것이 바로 중금속(heavy metal)인데, 이 중금속에 의한 수질오염원(water pollution source)으로는 광산폐수, 생활하수 및 농업하수 등이 있으며 또한 도금산업, 안료제조업, 아연제련공업 및 피혁가공업과 같은 산업체에서도 많은 양의 중금속이 배출되고 있는 실정이다. 특히 광산폐수에서는 구리, 아연과 같은 중금속이 배출되고 생활하수에서는 주로 부식도수관 등에서 용출되는 납, 구리, 아연 등이 함유되어 있으며, 이러한 중금속 형태의 오염은 토양이나 하천 및 지하수로 유입되면서 수중 생태계 및 인간의 건강과 생활 환경에 커다란 영향을 끼치고 있다. 수중 생태계나 인간에게 영향을 끼치는 중

금속들은 우리 몸 속에 일단 유입이 되면 쉽게 배출이 되지 않고 주로 간, 지방 및 뼈 속에 생물농축(bioconcentration)되어 급·만성 중독의 피해를 일으키고 있다. 이러한 중금속들 중 특히 구리는 모발과 피부에 변색을 일으키고 많은 양의 구리 입자가 몸 속으로 유입이 되어 기도 자극이 일어나면 염증의 발생, 치아의 착색이 일어나기도 한다. 납은 섭취량이 증가하면 뼈조직에 침착하고, 혈액 중에 유리되어 독성을 나타내어 0.5g이상의 납을 흡수할 경우 매우 치명적이다. 또한 아연은 보통 산화아연으로 존재하며 고온에서 비교적 휘발성이 있기 때문에 다량 흡입하면 수 시간 후에 오한과 고열이 나고 구토를 유발하며 결국 발암의 원인이 되기도 한다.

중금속 오염에 대한 처리 방법에는 침전법(precipitation method), 이온교환법(ion exchange

method), 흡착법¹⁾(adsorption-method), 역삼투압법²⁻³⁾(reverse osmosis method) 등이 있다. 침전법은 과거에는 가장 많이 이용되었던 방법으로 주로 석회를 이용하여 중금속을 침전시켜 제거하는 방법이지만 용해도가 pH에 매우 민감하기 때문에 좁은 범위의 최적 pH를 벗어날 경우 다시 용해되기 쉽다. 이온교환법은 특정 성분의 제거에 효과가 있으나 불순물이 많이 포함되어 있는 폐수처리에는 부적당한 방법으로 알려져 있기 때문에 잘 이용되지 않고 있으며 또한 흡착법은 저농도의 중금속 처리에 매우 효과적이며 역삼투압법은 중금속 처리에는 탁월한 효과가 있으나 불순물이 많이 존재하고 있으면 막힘 현상이 일어나 중금속을 제거하는데 매우 어려워 잘 이용되지 않고 있다. 중금속이 포함되어 있는 폐액의 처리방법으로서 현재까지는 페라이트화법⁴⁾(ferrite method), 응집침전법(coagulating sedimentation method), 전해부상법(electrolytic floating method), 수지흡착법⁵⁾(resin adsorption method) 등이 알려져 있다. 페라이트화법은 폐산을 이용하여 페라이트를 만들어 중금속을 제거하는 방법이며, 응집침전법은 장치가 간편하고 실험이 매우 용이한 장점이 있지만, 대용량 유기성 폐수처리에는 화학약품이 많은 어려움이 있다. 한편 전해부상법은 침전이 불가능한 폐수와 생물학적 처리의 전처리(pretreatment)용으로 이용되며, 설치면적이 적고 N-H 및 계면활성제가 포함된 폐수에는 효율이 매우 우수하여 매우 좋은 중금속 제거방법으로 알려져 있다.

최근에는 중금속 제거에 대한 연구로써 석탄회를 사용하여 중금속을 흡착하는 연구⁶⁻⁸⁾가 이미 발표되었고 중금속의 이온을 제거하기 위해 다양한 다공성 세라믹을 재료로 사용하는 연구⁹⁾도 발표된 바 있고, 점토나 모래를 사용하여 구리와 납을 흡착시키는 연구¹⁰⁻¹¹⁾, 일상생활에서 우리가 즐겨 먹는 물질인 녹차나 껌껌질, 그리고 폐사과 껍질 같은 물질을 흡착제로 사용하여 중금속을 제거하는 연구¹²⁻¹⁵⁾들도 이미 발표된 바 있다. 뿐만 아니라 중금속을 제거하기 위한 흡착제로는 최근에 활성탄¹⁶⁻¹⁸⁾(activated carbon), 알루미늄나겔(alumina gel), 실리카겔(silica gel), 합성 제올라이트¹⁹⁾(synthetic zeolite) 등이 사용되고 있다. 본 실험에서 흡착제로 사용한 활성탄은 분자량이 큰 포화 유기화합물을 잘 흡착하며, 활성탄과 중금속의 특성에 따라 흡착정도가 결정되며 또한 전해질의 농도, 온도, pH 등에 의해서 결정되기도 한다. 이러한 활성탄의 흡착제로써의 거동을 알기 위해서는 활성탄의 구조가 매우 중요한데 이는 난층구조로 이루어져 있으며 열분해 과정에서 온도

가 높아지면 열적으로 안정한 육각형의 방향족구조를 형성한다. 이러한 방향족 고리구조를 가지게 되면 용매에 의해 추출되지도 않고 또 다른 화합물에 의해 제거되지도 않는 안정적인 구조가 된다. 이러한 활성탄의 흡착 메커니즘은 벌크용액에서 흡착제 주위의 액체막이나 경계층에 대한 용질의 이동, 액체막을 통한 용질의 확산, 흡착제내의 모세관이나 공극을 통한 용질의 내부 확산 및 모세관 벽이나 표면에 대한 용질의 흡착 등의 과정을 거치면서 흡착이 된다. 또한 흡착제로 사용한 황토는 현재까지 세계 각 국에서 찾아낸 방제물질 가운데 가장 효과가 높고 환경 피해가 적으면서도 값이 싸며, 매우 경제성이 있는 흡착 재료로 평가되는 물질로 지표면의 약 10%를 덮고 있는 약성을 가진 황색의 흙을 말하며, 황토분자는 다층 다공질로 되어 있고 입자 크기는 0.02~0.05 mm이다. 특히 최근 해양오염으로 여름철에 주로 발생하는 적조를 제거하는데 많이 사용되고 있다. 이러한 황토 한 스푼에는 약 2억 마리의 미생물이 살고 있기 때문에 매우 다양한 효소들이 순환작용을 하며 효소성분에는 카탈라아제(catalase), 프로테아제(protease), 사카라이아제(sacal ase), 디페놀 옥시다아제(diphenol oxydase)의 4가지가 포함되어 있다. 이 중에서 카탈라아제는 현재 흙의 효소가운데 가장 높은 활성을 가지고 있는 효소로서 생물에게 독소를 제공하는 과산화수소를 제거하여 생물이 살아갈 적절한 토양 환경을 만들어주는 중요한 역할을 하며, 디페놀 옥시다아제는 흙의 산화력이나 분해력을 강하게 해주는 역할을 하며, 프로테아제는 단백질 속의 질소가 무기화 할 때 단백질을 아미노산으로 가수분해시키는 효소로 일종의 분해작용으로 흙 속을 정화시키는 역할을 하고 있다.

따라서 본 연구에서는 수중 속에 존재하는 미량의 중금속을 제거하는 방법 중 가장 널리 쓰이는 흡착법을 이용하였으며 특히 구리, 납 및 아연과 같은 중금속에 대하여 활성탄과 황토의 흡착에 관한 비교 실험을 흡착제의 양에 따른 변화, 흡착제를 투여한 후 흡착 반응 시간에 따른 변화, 온도 변화에 따른 흡착제거율, pH조절에 따른 흡착제거율, 강전해질의 첨가에 따른 중금속에 대한 흡착제거율의 변화 등을 검토하고자 하였다.

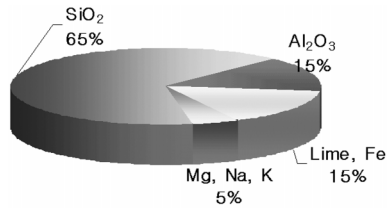
2. 재료 및 방법

2.1. 시약 및 기구

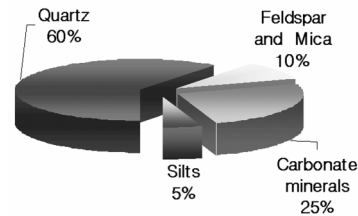
본 실험에서는 고체시료인 $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, Pb

Table 1. The components of activated carbon powder.

	pH	As	Cu	Pb	Zn	Cd	Cl	ABS value	Iodine adsorption power
Activated carbon	4.0~11.0	≤2ppm	≤10ppm	≤10ppm	≤50ppm	≤1ppm	≤0.5%	≥950mg/g	≤50



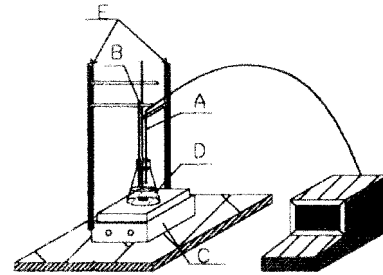
(a) The chemical compositions of loess



(b) The mineral components of loess

Fig. 1. The mineral components and chemical compositions of loess.

(NO₃)₂ 및 Zn(NO₃)₂·6H₂O를 사용하여 중금속의 이온 농도가 100ppm인 모액(stock solution)을 만들었으며, pH 10으로 고정시키기 위해 암모니아-암모늄(ammonia-ammonium, NH₃-NH₄Cl) 완충용액을 사용하였다. 난분해성 중금속 물질을 완전히 분해시키기 위하여 질산(nitric acid, HNO₃)을 사용하고, 에틸알코올(ethylalcohol, 99.99%)과 표준용액으로 사용하는 EDTA-2Na(ethylenediamine tetraacetic acid·disodium salt)를 모두 Aldrich의 특급시약을 사용하였다. 지시약으로 EBT(Eriochrome Black T)와 MX(Murexide with potassium sulfate) 그리고 보조 킬레이트제로 사용된 나트륨 주석산염(sodium tartrate)도 Aldrich의 특급시약을 사용하였다. 흡착제는 국내산의 분말활성탄과 경북 경주시 내남면 월산 2리에 소재하고 있는 황토고을에서 직접 채취해 온 황토를 사용하였다. 활성탄의 구성 성분은 Table 1에 나타내었고, 황토의 광물 조성 및 화학 성분은 Fig. 1에 나타내었다. 황토는 직접 막자사발을 사용하여 완전히 분쇄가 되도록 같은 다음 전기건조오븐(electric dry oven)에 105°C에서 2시간 동안 2회 반복 건조하여

**Fig. 2.** Batch test (A:pH meter B:Thermometer C:Stirrer D:Sample Solution E:Titration System).

사용하였으며 본 실험에서 사용한 모든 물은 탈염수를 사용하였다.

2.2. 실험 기기

본 실험에서 사용된 기기는 시료용액을 균일하게 만들기 위하여 Shaker(M5Y-C, Shin saeng Instrument co., Korea)와 Hot plate and Magnetic stirrer(MS-300, TOP, Korea)를, pH의 조절을 위하여 자동적정장치(Auto titration system, Aut-501, TOA, Japan)를 사용하였다. 그리고 중금속을 정량하기 위하여 원자흡광광도기(Atomic Absorption Spectrophotometer, HITACHIZ-6100, Hitachi, Japan)를 사용하여 시료에 용해되어 있는 중금속의 농도를 구하였고, 착화법 적정은 회분식(batch test)을 이용하였으며 실험 장치는 Fig. 2에 나타내었다.

2.3. 용액 조제 및 실험 방법

모든 시료용액의 중금속 농도 측정은 대표시료를 AA로 정량하였으며 나머지의 값들과 비교하여 기준 값을 설정 후 착화법 적정을 이용하였다. 이 때 AA의 실험 조건은 Table 2와 같으며 착화법 적정의 정량방법은 아래와 같다.

2.3.1. 구리의 정량

50ppm, 30ppm, 20ppm, 10ppm의 Cu(NO₃)₂·3H₂O 용액 20 ml에 한두방울의 암모니아-암모늄 완충용액을

Table 2. Operating condition of Atomic Absorption Spectrophotometer.

	Wave Length(nm)	Lamp Current(mA)	Fuel Gas	Support Gas
Cu	327.4	3	Acetylene	Air
Pb	217.0	6	Acetylene	Air
Zn	213.9	5	Acetylene	Air

가한 다음에 탈염수를 가하여 50 ml용액을 제조하였다. 지시약은 MX를 사용하였으며 0.01M의 EDTA 표준용액을 이용하여 적정하였다.

2.3.2. 납의 정량

50ppm, 30ppm, 20ppm, 10ppm의 $Pb(NO_3)_2$ 용액 25 ml에 나트륨 주석산염 소량을 넣고 암모니아-암모늄 완충용액 5 ml를 가한다. 이 용액을 지시약 EBT를 이용하여 0.01M의 EDTA 표준용액으로 적정하였다.

2.3.3. 아연의 정량

50ppm, 30ppm, 20ppm, 10ppm의 $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ 용액 25 ml에 암모니아-암모늄 완충용액을 10 ml 가한 다음 다시 탈염수 65 ml를 가하여 100 ml 용액을 제조하였다. 이 용액을 지시약 EBT 지시약을 이용하여 0.05M의 EDTA 표준용액으로 적정하였으며, 산성 쪽에서는 메틸레드 지시약을 이용하여 적정하였다.

2.4. 중금속의 정량계산

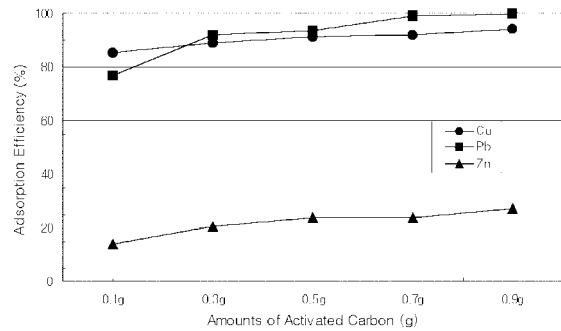
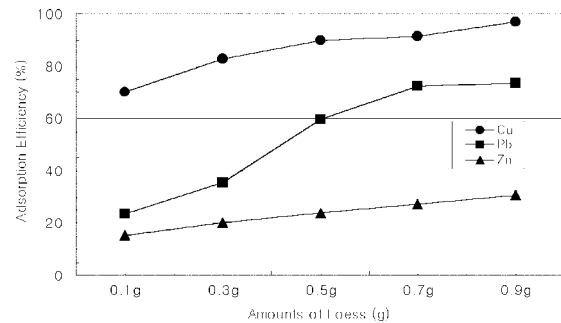
pH 측정을 위해 자동적정장치를 사용하였으며, 거름 종이를 사용하여 시료를 여과한 후 지시약을 넣고 EDTA 표준용액으로 적정하여 흡착 전후의 농도를 구하였으며 이를 이용하여 흡착제거율(%)를 계산하였다.

2.5. 실험 조건 및 변수

실험의 기본조건으로는 상온(25°C)에서 구리와 납의 농도는 10ppm, 아연의 농도는 20ppm으로, pH는 10, 흡착제의 양은 0.9g으로 고정하였다.

흡착제의 양에 따른 변화를 알아보기 위하여 각 시료용액에 활성탄과 황토 0.1 g, 0.3 g, 0.5 g, 0.7 g, 0.9 g씩을 각각 투여한 후 흡착 반응시간을 30분으로 고정시켜 실험하였다.

흡착제를 투여한 후 흡착 반응시간에 따른 흡착제거율을 알아보기 위하여 활성탄의 경우 구리와 납은 흡착 반응시간을 5분, 10분, 15분, 20분, 25분, 30분으로 하고, 아연은 30분, 60분, 90분, 120분, 150분 동안

**Fig. 3.** The adsorption efficiency to change of activated carbon.**Fig. 4.** The adsorption efficiency to change of loess amounts.

반응 후 흡착제거율을 알아보았다. 단, 황토의 경우는 30분, 60분, 90분, 120분, 150분 동안 반응 후 흡착제거율을 알아보았다.

온도에 따른 흡착제거율을 알아보기 위해서 25°C, 50°C, 75°C 및 100°C로 변화를 주었으며, pH에 따른 흡착제거율에서 구리와 납은 pH9, pH10 및 pH11에서 각각 알아보았으며, 아연은 산성(pH5), 중성(pH7), 염기성(pH9)으로 변화를 주었다. 또한 이온강도에 따른 흡착제거율을 알아보기 위해서 염화나트륨을 1 g, 2 g, 3 g, 4 g, 5 g씩 각각 투여하여 이온강도의 증가에 따른 흡착제거율을 알아보았다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 흡착제의 양에 따른 변화

구리와 납의 중금속 이온농도가 10ppm, 아연의 중금속 이온농도가 20ppm인 용액에 흡착제로 사용한 활성탄과 황토를 0.1 g, 0.3 g, 0.5 g, 0.7 g 및 0.9 g씩을 각각 넣어 실험하였다. 이러한 결과로 나타난 흡착제의 양에 따른 구리, 납, 아연의 흡착 제거율은 Fig. 3과

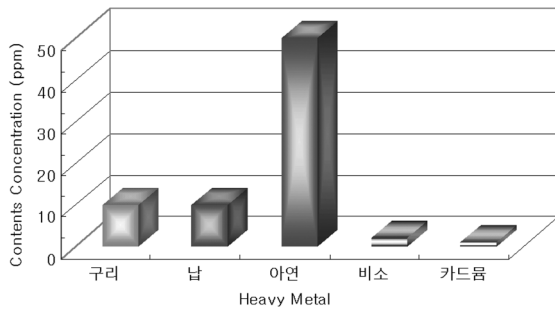


Fig. 5. The contents of heavy metal of activated carbon.

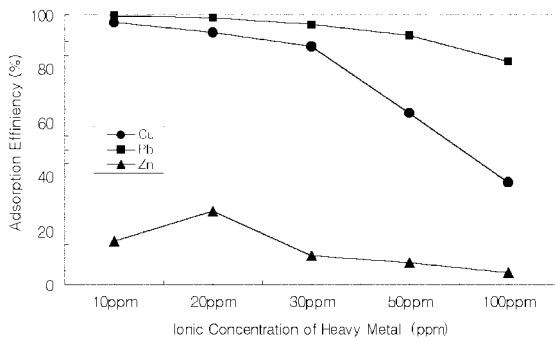


Fig. 6. The adsorption efficiency of activated to ionic concentration of heavy metal.

4.에 각각 나타내었다. Fig. 3.에서 보는 바와 같이 활성탄의 양에 따른 각 중금속의 흡착제거율을 살펴보면 구리와 납은 활성탄을 0.9 g 투여하였을 때 최대 흡착제거율인 94%와 99.7%를 각각 나타내어 매우 높은 흡착제거율을 보였으며, 반면 아연의 경우는 같은 양의 흡착제를 투여하였을 때 27.1%라는 아주 낮은 흡착제거율을 나타내었다. 즉 아연은 구리와 납에 비하여 흡착제거율이 낮다는 것을 알 수 있으며, 아연의 흡착제거율이 이처럼 낮은 것은 위에 나타난 Fig. 5.를 통해 알 수 있듯이 활성탄의 구성 성분에는 구리, 납, 아연 이외에 다른 중금속이 포함되어 있다. 그 중에서도 구리와 납은 10ppm이하, 아연은 50ppm이하로 포함되어 있으며 활성탄으로 흡착을 할 경우 활성탄 중의 아연이 아연의 흡착에 장애를 일으켜 납과 구리와 비교시 매우 낮은 흡착제거율을 보여준 것이다. 또한 Fig. 4.에서 보는바와 같이 황토의 양에 따른 흡착제거율은 97%, 74%, 30%로 구리, 납, 아연의 순으로 나타났다. 구리는 활성탄의 흡착제거율에 비해 조금 낮지만 높은 제거율을 보여줬으며, 납은 전체적으로 황토의 흡착제거율이 많이 저조한 편이다. 아연의 경우는 역시 다른 중금속에 비하여 전체적으로 흡착제거율이 낮게 나타

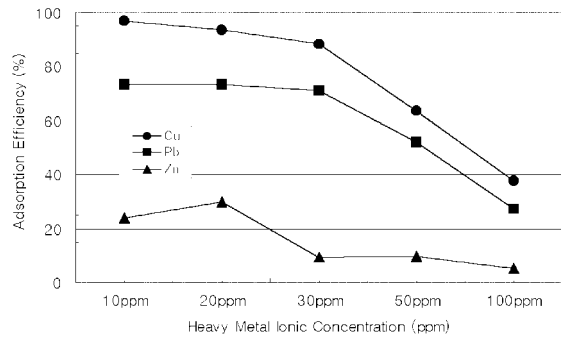


Fig. 7. The adsorption efficiency of loess to ionic concentrations of heavy metal.

남을 알 수 있지만, 활성탄보다 황토의 흡착제거율이 더 높음을 확인할 수 있었다. 이렇듯 흡착제의 종류에 따라서 흡착제거율이 달라지지만 흡착제의 양이 증가함에 따라 흡착제거율이 증가함을 알 수 있었다.

각 중금속 이온농도에 따른 흡착제거율을 알아보기 위하여 각 중금속 농도에 흡착제 0.9g씩을 넣고 30분간 반응 후의 흡착제거율을 조사하였고 그 결과 중금속 이온농도 변화에 따른 구리, 납, 아연이온의 흡착제거율을 Fig. 6.에 나타내었다. Fig. 6.에서 보는바와 같이 각 중금속의 이온농도가 진행될수록 흡착제거율이 점점 감소함을 알 수 있었다. 구리와 납은 10ppm에서 각각 94%, 99.7%의 최대흡착제거율을 보였고, 아연의 경우는 20ppm에서 27.1%의 최대흡착제거율을 나타내었다. Fig. 7.에서는 Fig. 6.에서와 달리 흡착제거율이 모두 저조하였다. 즉 흡착제는 저농도의 중금속 이온에 대해서는 높은 흡착제거율을 보이며, 고농도의 중금속 이온에서는 흡착제거율이 낮게 나타났다.

3.2. 흡착 반응시간에 따른 변화

각 중금속 용액에 흡착제를 투여한 후 흡착 반응시간에 따른 흡착제거율을 알아보기 위하여 활성탄의 경우 구리와 납의 흡착 반응시간을 5분, 10분, 15분, 20분, 25분, 30분으로 하였고, 아연은 30분, 60분, 90분, 120분, 150분 동안 반응 후 흡착제거율을 알아보았다. 단, 황토의 경우는 30분, 60분, 90분, 120분, 150분 동안 반응 후 흡착제거율을 알아보았다. 위에서 보는 바와 같이 구리와 납 그리고 아연의 흡착 반응시간이 다른 이유는 구리, 납의 경우 흡착 반응시간이 30분만 주어도 흡착제거율이 99%이상을 보여주고 있다. 그래서 흡착 반응시간을 5분간격으로 하여 제거율을 알아보았으며, 황토의 경우는 중금속 모두가 활성탄에 비하

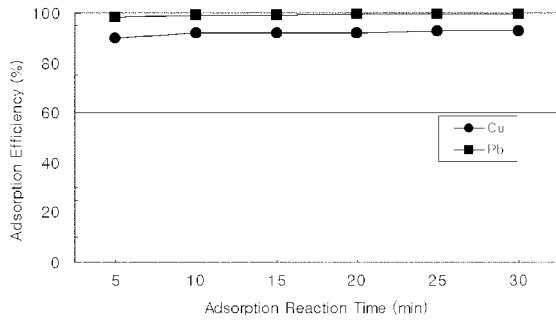


Fig. 8. The adsorption efficiency to change of reaction time during addition of activated carbon.

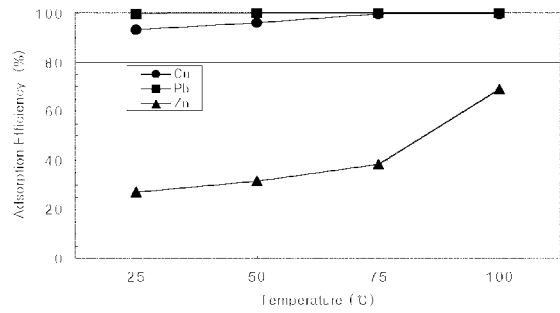


Fig. 11. The adsorption efficiency to change of temperature during addition of activated carbon.

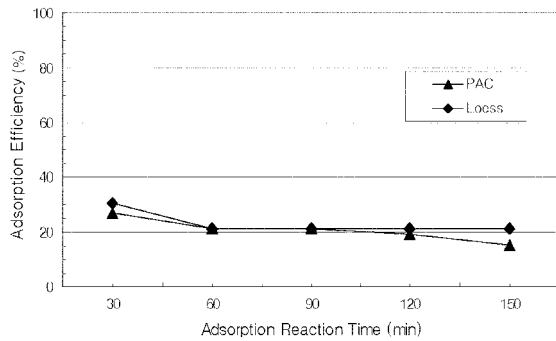


Fig. 9. The adsorption efficiency of zinc on adsorbents to change of reaction time(PAC:Powder of Activated Carbon).

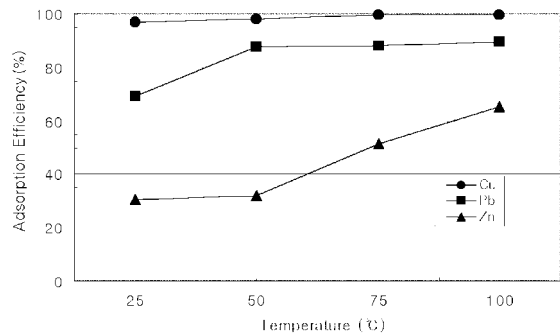


Fig. 12. The adsorption efficiency to change of temperature during addition of loess.

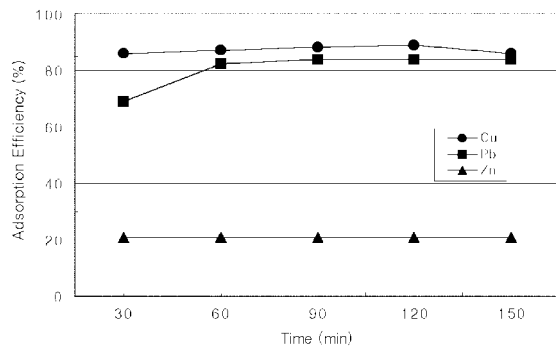


Fig. 10. The adsorption efficiency to change of stirring time during addition of loess.

여 흡착제거율이 낮기 때문에 흡착 반응시간을 늘임으로써 흡착제거율의 변화를 알아보기 위하여 흡착 반응시간을 달리해 주었다. Fig. 8에서 나타난 바와 같이 흡착 반응시간이 길수록 구리와 납은 중금속 이온이 거의 제거되는 것을 볼 수가 있고, 납은 활성탄에 매우 선택적임을 알 수 있으며 Fig. 9를 통해서도 구리가 황토에 선택적인 것을 알 수 있었다. 반면 아연은 흡착 반응시간이 길어짐에도 불구하고 흡착제거율의 변동이 점차 감

소하는 것으로 보아 반응시간이 30분 이상이 되면, 아연의 흡착에서 탈착현상이 일어난다는 것을 알 수가 있다.

3.3. 흡착에 미치는 온도변화

각 중금속 용액에 흡착제 0.9g씩을 넣고 25°C, 50°C, 75°C 및 100°C로 온도를 변화시켜 흡착제거율을 조사하였다. 온도가 높아지게 되면 중금속 이온의 활동이 활발해져 흡착제와의 충돌이 증가하여 흡착제거율이 증가하게 되고, 또한 흡착제의 세공이 확산되어 흡착제거율이 증가될 수 있다. 위에서 말한 바와 같이 Fig. 11., 12.를 통해 온도가 증가함에 따라서 각 중금속의 흡착제거율이 높아지는 것을 볼 수 있다.

3.4. 흡착에 미치는 pH의 영향

구리와 납에 대한 중금속 용액에 pH를 pH 9, 10, 11로 각각 조절하고, 아연에 대한 중금속이온의 용액에 pH를 산성, 중성, 염기성(pH5, 7, 10)으로 조절하여 흡착제거율을 조사하였다. 다른 문헌⁶⁾에 의하면 구리와 납은 pH 6.0 ± 0.5에서 거의 99.5%의 흡착제거율을 보여 액성이 중성일 때 높은 흡착제거율을 보인다고 했

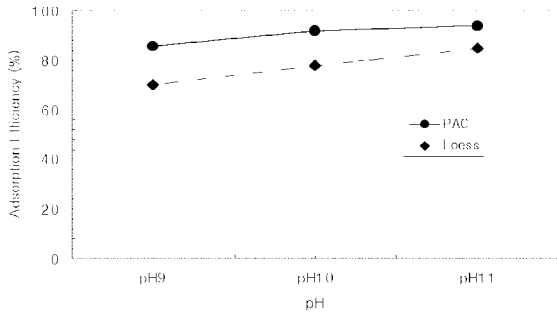


Fig. 13. The adsorption efficiency of copper(II) to change of pH(PAC:Power of Activated Carbon).

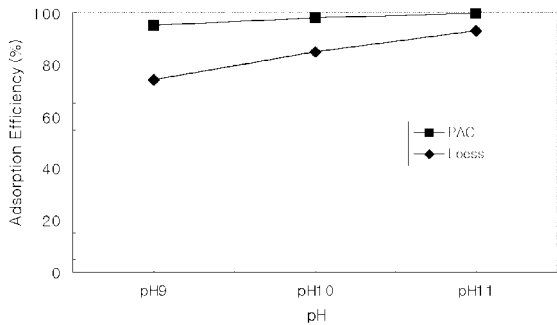


Fig. 14. The adsorption efficiency of lead(II) to change of pH (PAC:Power of Activated Carbon).

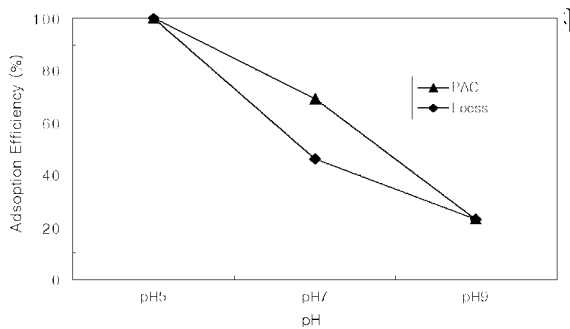


Fig. 15. The adsorption efficiency of zinc(II) to change of pH (PAC:Power of Activated Carbon).

만, 본 실험에서는 Fig. 13.과 14.에 나타내고 있는 것과 같이 구리와 납은 pH가 높아질수록 흡착제거율이 증가하는 것을 알 수가 있었다.

반면 Fig. 14.에서 나타난 아연의 경우에는 pH가 증가할수록 흡착제거율이 감소되는 것을 볼 수 있으며 아연은 활성탄과 황토의 경우 모두 산성쪽에서 거의 100%에 가까운 흡착제거율을 나타낸다.

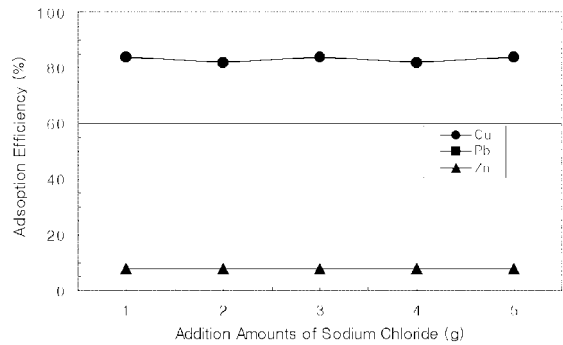


Fig. 16. The adsorption efficiency to change of ionic strength during addition of activated carbon.

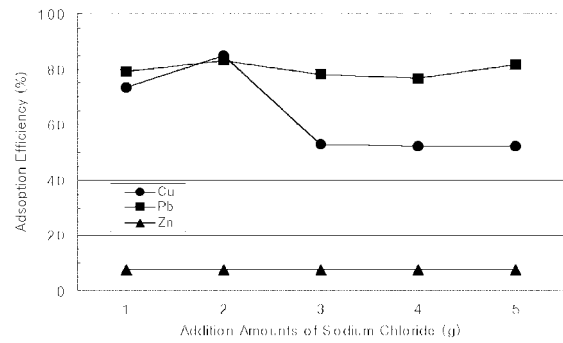


Fig. 17. The adsorption efficiency to change of ionic strength during addition of loess.

3.5. 흡착에 미치는 이온강도

각 중금속 용액에 이온강도를 증가 시켰을 때 그에 따른 흡착제거율을 알아보기 위하여 염화나트륨(NaCl)을 1g, 2g, 3g, 4g 및 5g을 각각 투입하여, 흡착제거율을 조사하였다. Fig. 16.과 17.에 나타난 바와 같이 이온강도는 각 중금속의 흡착에 별다른 영향을 끼치지 않음을 알 수 있다. 다른 문헌¹⁹⁾에 의하면 황토와 활성탄과 함께 많이 사용되고 있는 흡착제인 Zeolite에 중금속을 흡착시킬 경우 이온강도가 증가할수록 중금속의 흡착량이 감소했다고 보고한바 있다. 그러나 다른 문헌¹³⁾에 의하면 Oxide를 함유한 흡착제와 같이 표면전위를 구성하는 이온(PDI, potential determining ion)의 흡착에 의한 표면자리에 전이금속이 특이흡착(specific adsorption)을 하며 그 외 금속들과는 정전기적 인력에 의한 흡착을 하므로 이온강도의 영향이 없음을 보고한 바가 있으며 이 실험 결과 역시 흡착에는 이온강도의 영향이 미비하다고 나타나고 있다.

4. 결 론

수용액 중에서 구리, 납 및 아연의 중금속 이온의 제거를 위한 흡착제로 활성탄과 황토를 사용하여 흡착제의 양에 따른 변화, 흡착 반응시간에 따른 변화, 온도와 pH에 따른 변화, 강전해질의 첨가에 따른 흡착제거율의 변화를 알아보려고 실험을 수행하여 다음과 같은 결론을 내릴 수 있었다.

1) 일반적으로 흡착제의 양이 증가할수록 모든 중금속의 흡착제거율은 증가하였으며, 중금속의 이온농도가 구리와 납은 10ppm에서 아연은 20ppm에서 가장 높은 흡착제거율을 나타내었다. 즉, 미량의 중금속에 대하여 흡착제거율이 높음을 알 수 있었다.

2) 구리와 납은 흡착 반응시간이 30분 이내에 100%에 가까운 높은 흡착제거율을 나타내었고, 아연은 반응시간이 길수록 흡착제거율이 낮아져 아연의 흡착이 탈착하는 것을 알 수 있었다.

3) 온도에 따른 변화에서는 구리, 납, 아연 모두 온도가 높아질수록 흡착제거율이 높아짐을 알 수 있었다.

4) 활성탄의 흡착 처리시 pH가 낮을 경우 H^+ 이 활성탄에 강력하게 흡착되어 다른 이온의 흡착을 방해하므로 pH가 높을수록 흡착율이 증가하게 된다. 본 실험에서 구리와 납은 염기성(pH9, 10, 11)쪽으로 갈수록 흡착제거율이 높아졌고 반면 아연의 경우는 구리와 납과는 달리 산성쪽(pH5)에서 높은 흡착제거율을 나타내었다.

5) 구리, 납 및 아연의 중금속 이온에 강전해질을 첨가하여 이온강도를 증가시켰지만 흡착에는 이온강도의 영향을 크게 받지 않음을 알 수 있었다.

6) 본 실험에서 사용한 흡착제인 활성탄과 황토에 대한 중금속 이온의 흡착제거율은 납이 가장 높으며 구리, 아연의 순서로 나타났다. 또한 황토는 활성탄에 비해 흡착제거율이 낮지만 경제성이 있는 좋은 흡착제라는 것을 알 수 있었다.

참고문헌

- 1) Rob N, J. Comans, *Wat. Res.*, **1987**, 21(12), 1573~1576.
- 2) 강진경 · 전희동 · 박영규, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(7), 1689~1697.
- 3) 이용철, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(4), 775~783.

- 4) 김신조, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(10), 1925~1932.
- 5) 신대윤 · 육경창 · 정경훈, *대한환경공학회지*, **1993**, 15(2), 445~453.
- 6) 유정근 · 홍성창 · 김인기 · 고경민 · 이시진, *대한환경공학회지*, **1997**, 19(5), 651~660.
- 7) Asit K. Sen and arnab K. De, *Wat. Res.*, **1987**, 21(8), 885~888.
- 8) Y. T. Hung, *Inter. J. Environmental Science*, **1988**, 24, 264~270.
- 9) 권이열 · 윤동준 · 홍성자, *Bulletin of environmental Sciences*, **1989**, 10.
- 10) A. Netzer, and D. Wilkinson, *Ind. Waste Conference*, **1990**, 29.
- 11) 권이열 · 노혜란, *Bulletin of Environmental Sciences*, **1990**, 11.
- 12) 홍순영 · 권이열 · 이동섭 · 김미경 · 전해옥, *Bulletin of Environmental Sciences*, **1992**, 13.
- 13) 이성홍 · 박상옥 · 박상원, “계꺾질의 중금속 처리에 관한 연구(I)” *환경폐기물학회지*.
- 14) 정재학 · 조무환, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(7), 1285~1295.
- 15) 이성호 · 손종식 · 김인태 · 최희주 · 정홍석, *Applied Chemistry*, **2000**, 4(1), May 157~160.
- 16) 양호연 · 박종묵 · 김병태 · 송 훈 · 한능원, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(8), 1473~1485.
- 17) “분말활성탄과 표면계질 활성탄에 의한 수용액 중 니트로페놀의 흡착”, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(2), 277~283.
- 18) M. Smisek and S. Ceny, *Active Carbon, Elsevier Publishing Co.*, **1970**, 71.
- 19) 이정재, 박병운, 최정, *한국환경농학회지*, **1998**, 7(2), 96~101.
- 20) 안순철 · 이광래, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(7), 1381~1391.
- 21) 조대철 · 윤성훈 · 김형수 · 김주영 · 권성현 · 안규홍, *대한환경공학회지*, **1999**, 21(5), 887~895.
- 22) 박덕수 · 심윤보 · 정의덕 · 원미숙, *대한환경공학회지*, 21(4), **1999**, 699~676.
- 23) C. P. Huang, E. A. Rhoads and O. J. Hao, *Wat. Res.*, 22(8), **1988**, 1001~1009.
- 24) 안봉호 · 이시진 · 홍성창, *대한환경공학회지*, 21(6), **1999**, 1063~1071.
- 25) 김세원 · 정재관, *대한환경공학회지*, 21(7), **1999**, 1347~1359.
- 26) 박영태, “활성탄 기초와 응용”, **1995**, 동화기술
- 27) 金東玟, “폐수처리”, **1992**, 460~462, 청문각
- 28) 이용철, *대한환경공학회지*, 21(4), **1999**, 775~783.
- 29) 지은상 · 남기열, “막분리 개론”, **1995**, 263~304, 대도