

목탄 및 수피탄의 중금속 이온 제거*¹

조태수*^{2†} · 이오규*² · 최준원*²

Removal of Heavy Metal Ions Using Wood Charcoal and Bark Charcoal*¹

Tae-Su Jo*^{2†} · Oh-Kyu Lee*² · Joon-Weon Choi*²

요 약

탄화온도 차이에 따른 목질 탄화물의 중금속 흡착성 변화를 알아보기 위하여, 신갈나무(*Quercus mongolica*) 목부와 낙엽송(*Larix kaempferi*) 수피분말을 400~900°C에서 탄화하였다. 목질 탄화물의 pH는 재료의 종류와 관계없이 탄화온도의 증가와 함께 증가하여 900°C의 목탄 및 수피탄은 각각 10.8, 10.4를 나타내었다. 또한 탄화온도 증가와 함께 탄소함량비가 증가하고 동일 탄화온도에서 목탄에 비해 수피탄의 탄소함량비가 큰 경향을 보였다. 액상흡착력을 나타내는 요오드흡착력은 목탄이 수피탄보다 다소 큰 경향을 나타내었다. 이러한 특성을 지닌 목탄과 수피탄에 의한 15 ppm의 Cd, Zn 및 Cu 중금속용액에 대한 흡착제거율을 조사한 바, 높은 탄화온도에서 제조된 목탄과 수피탄일수록 높은 중금속제거율을 나타내었으며, 탄화물 종류에 있어서는 목탄이 수피탄보다 높은 중금속 제거율을 나타내는 경향이 있었다. 특히 목탄의 경우, 500°C 이상에서 제조된 탄화물 0.2 g의 사용으로 거의 100%에 가까운 제거율을 나타내었다. 한편, 흡착질 종류에 있어서는 제거성능에는 다소 차이가 있으며, 본 연구에서 사용한 탄화물의 흡착성은 Cu>Cd>Zn 순으로 높았다. 이는 목탄과 같은 흡착제와 흡착의 대상이 되는 흡착질과의 물리·화학적 상호관계가 흡착에 영향을 주기 때문으로 목탄의 흡착효율을 높이기 위해서는 이에 대한 연구가 더 필요할 것으로 생각된다.

ABSTRACT

To evaluate the effect of carbonization temperature of charcoal on the heavy metal adsorption property, *Quercus mongolica* wood and *Larix kaempferi* bark powder (100~60 mesh) were car-

*¹ 접수 2007년 6월 1일, 채택 2007년 6월 19일

*² 국립산림과학원 화학미생물과, Div. of Wood Chemistry & Microbiology, Korea Forest Research Institute, Seoul 130-712, Korea

† 주저자(corresponding author) : 조태수(e-mail: tscho@foa.go.kr)

bonized at between 400 and 900°C at intervals of 100°C. In the properties of carbonized materials which affect the adsorption ability, pH increased with increasing the carbonization temperature, so that the pHs of wood and bark charcoal carbonized at 900°C were 10.8 and 10.4, respectively. Also, in both materials, the carbon content ratio became larger as the carbonization temperature was raised. At the same carbonization temperature, carbon content ratio of the bark charcoal tended to be greater than that of the wood charcoal. In case of iodine adsorption which indicates the adsorption property in liquid phase, the wood charcoal showed higher adsorption value than the bark charcoal. From the investigation of adsorptive elimination properties of the charcoals against 15 ppm Cd, Zn, and Cu, the higher the carbonization temperature, the greater elimination ratio was. In comparison, the wood charcoal presented higher elimination ratio than that of the bark charcoal. In the wood charcoals carbonized at higher than 500°C, especially, 0.2 g of the charcoal was enough to eliminated almost 100% of the heavy metal ions. Heavy metal ion elimination ratio of the charcoals depended on the kinds of adsorbates. The effectiveness of adsorbates in adsorptive elimination by the charcoals were in order of Cu>Cd>Zn. This is because the physicochemical interaction between the adsorbate and adsorbent affects their adsorption properties, it is considered that subsequent researches are needed to improve the effectiveness of heavy metal adsorption by the charcoals.

Keywords: wood charcoal, bark charcoal, pH, iodine adsorption, carbon content, cadmium, zinc, copper, adsorptive elimination

1. 서 론

경제의 지속적 발전과 산업의 다양화가 진행되면서 각종 오염물에 노출되어 있는 인간의 건강생활환경에 대한 악영향이 우려되고 있다. 최근 국내의 폐탄광지역 등에서 유출되는 중금속은 주변 농작지를 오염시켜 작물 내에 축적이 되며, 결과적으로 농작물 섭취에 의한 인체 내 잔류 등으로 또 다시 사회문제가 되고 있다. 카드뮴(II), 구리(II), 아연(II) 등의 중금속 이온은 오래전부터 생물 축적, 만성독성(chronic toxicity)작용을 일으키는 환경독성 물질로 알려져 있다(Cay *et al.*, 2004). 이들 중금속은 산업 폐수, 가정폐수, 광산폐수, 석탄계 연료의 연소가스 등 여러 형태로 환경에 노출되고(Karabulut *et al.*, 2000), 다양한 경로를 거쳐 인체에까지 도달하여 축적되면 낮은 농도에서도 악영향을 미치는 것은 잘 알려진 사실이다.

환경에 노출된 중금속을 제거하는 방법으로는,

hydroxide나 carbonate의 형태로의 침전, 이온 교환수지나 막막(membrane)을 이용한 여과, 흡착제거 방법 등이 사용되고 있는데 침전법이나 여과법으로는 100 ppm 이하의 중금속이온을 효과적으로 제거하기 어려운 반면, 흡착법은 저농도의 중금속을 함유한 오·폐수 정화에 매우 효과적인 방법이다(Vazquez *et al.*, 2002; Acar and Eren, 2006).

근년에 와서, 수용성 중금속 이온의 제거를 위해 밀겨(Basci *et al.*, 2004), 쌀겨(Teker *et al.*, 1999), 톱밥(Ajmal *et al.*, 1998), 올리브 케이크(Dakiky *et al.*, 2002) 등의 농림 부산물을 흡착제로 이용하려는 연구들이 수행되고 있다. 하지만, 수용성 유기물 성분을 많이 포함하고 있는 농림 부산물을 사용할 경우, 부산물에서 용출되어 나올 수 있는 유기물질은 생화학적 산소 요구량(BOD, biochemical oxygen demand) 또는 화학적 산소 요구량(COD, chemical oxygen demand)의 상승을 유발하는 또 다른 환경오염물질로 작용할 가능성이 있다(Taylor *et al.*, 1996). 한편, 여러 연구들을 통해, 활성탄은 중금속

이온 흡착효과가 뛰어나다고 알려져 있고 원료물질에 포함된 대부분의 수용성 유기물질 또한 열분해 과정을 통해 제거되었기 때문에 BOD나 COD관련 문제에서도 유리할 것으로 생각된다. 이러한 점에도 불구하고, 활성탄 제조를 위해서는 탄화과정, 활성화과정 등 여러 단계의 공정과 많은 에너지가 요구되므로, 제조 과정이 단순하면서 중금속이온을 효과적으로 제거할 수 있는 탄을 개발할 필요가 있다.

탄에 의한 용액 상 중금속 이온의 흡착 작용은 탄의 물리적 특성인 다공성에 기인하기보다는 주로 표면적이 넓은 탄 표면의 화학적 관능기에 좌우된다고 알려져 있다(Youssef *et al.*, 2004). 탄은 탄화 과정 중 일어나는 원료 물질 내의 원자간 재결합 및 재배열을 통해 생성된 방향성 고리화합물 고분자 면체(그라핀층, graphene layer)가 층적된 구조를 지니며 그 표면이나 가장자리에는 화학흡착성에 영향을 미치는 카르복실산(carboxylic acid), 무수 카르복실(carboxylic anhydride), 락톤(lactone), 락톨(lactol), 파이론(pyron)기 등이 존재한다고 알려져 있다(Boehm, 1994; 2002). 이러한 탄의 물리·화학적 성질은 원료 물질의 종류에 따라 다를 뿐 아니라(권과 김, 2006; 김 등, 2006; 김과 이, 2006; 이와 조, 2006; 조 등, 2005; 2006), 탄화온도에 큰 영향을 받는다고 알려져 있다(Christner & Walker, 1993).

본 연구에서는, 간벌재나 폐기물로 처리되는 신갈나무 목분과 낙엽송 수피를 이용하여 온도별로 탄화하여 기본 물성을 조사하고 탄화물의 물성변화에 따른 카드뮴(Cd)(II), 구리(Cu)(II), 아연(Zn)(II) 등의 중금속 이온 제거 효과를 분석하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 탄화물 탄화

신갈나무(*Quercus mongolica*) 목부와 낙엽송(*Larix kaempferi*) 수피를 분쇄하여 60~100 mesh로 정선한 목분과 수피분말을 탄화물 탄화 원료로 사용하였다. 탄화는 실험용 탄화로(제일과학, 최고

허용 온도 1200°C)를 이용하여 각각 400, 500, 600, 700, 800, 900°C에서 탄화하였다. 탄화는 3단계로 진행하였는데, 각 목표온도보다 20°C 낮은 온도까지는 3°C/min의 비율로 승온한 탄화1단계, 탄화1단계 후 목표온도까지는 2°C/min의 비율로 승온한 탄화2단계, 탄화2단계 후, 즉 목표온도에 도달한 후 1시간 동안 탄화하는 탄화3단계 과정으로 하였다. 탄화 종료 후, 밀폐한 상태로 자연 냉각시킨 후에 탄화물을 꺼내, 고온의 시료가 공기 중 산소에 의해 추가적으로 산화되는 것을 방지하였으며, 전 탄화과정 중에 인위적으로 불활성가스를 공급하지는 않았다.

2.2. pH 측정

각 탄화시료 2 g씩을 100 ml 삼각플라스크에 증류수 50 ml와 함께 넣고 온도 20°C, 1분간 100회의 진동수로 조절된 수조 내에서 1시간 진탕 후, 3000 rpm의 속도로 원심분리기로 20분간 처리하여 탄화물을 제거한 후, pH 측정기(Orion 710A, Thermo Electron)를 이용하여 상등액의 pH를 측정하였다.

2.3. 원소 함량

탄화물의 원소조성을 알아보기 위하여 탄화물 2.0 mg을 원소분석기(Flash EA 1112, CE Instruments, UK)로 분석하였다. 원소분석을 위한 표준물질은 Acetanilide (C: 71.09%, H: 6.71%, O: 11.84%, N: 10.36%, Thermo Electron, USA)였다.

2.4. 요오드 흡착량 측정

탄화물의 요오드흡착량은 한국공업규격의 활성탄 시험방법에 준하여 측정하였는데, 단 요오드흡착시험 시 50 ml 0.1 N 요오드용액에 목탄시료 1 g을 넣고 25°C, 100 rpm으로 조절한 진탕기 내에서 24시간 흡착시킨 후, 원심분리하여 상등액을 0.05 M 티오황산나트륨(Na₂S₂O₃)으로 적정하였다.

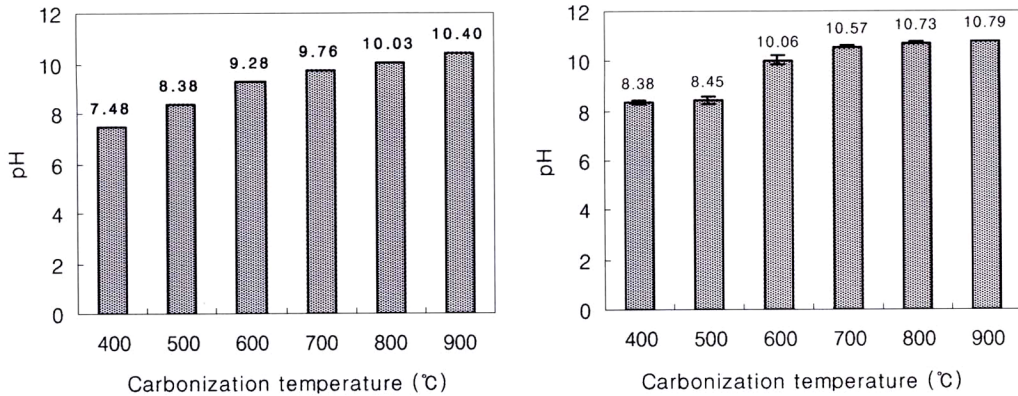


Fig. 1. pHs of the charcoal of *Q. mongolica* wood (left) and *L. kaempferi* bark (right) prepared at 400 to 900°C for 1 hour.

2.5. 중금속 흡착 및 분석 방법

시험에 이용한 중금속 이온농도는 15 ppm이었으며, 이를 위해 카드뮴 수용액은 17.0 mg의 $CdSO_4 \cdot 8/3H_2O$, 아연 수용액은 33.0 mg의 $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, 구리 수용액은 29.5 mg의 $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ 를 각각 500 ml의 2차 증류수에 용해하고 pH를 6.0으로 조절하여 사용하였다.

처리공정은 다음과 같았다. 각 0.2 g 또는 0.5 g의 탄화물 시료를 100 ml 용량 삼각 플라스크에 넣고 상기에서 조제한 중금속 용액 25 ml를 혼합한 후, 30°C 항온수조에 넣어 회전속도 100 rpm으로 1 시간 동안 흡착하였다. 흡착반응이 끝난 혼합액은 멤브레인 필터지(Mixed cellulose ester, Pore size 0.45 μm , Advantec, Japan)를 사용해 여과하고 탄화물을 제거한 후, 용액에 잔류된 중금속 농도를 원자흡광광도기(Varian, AA280FS, USA)로 측정하여 흡착 전, 후의 농도차이로 탄화물에 의한 흡착 제거율을 조사하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 탄화물의 pH

신갈나무(*Q. mongolica*) 목탄과 낙엽송(*L. kaem-*

perfi) 수피탄의 pH는 높은 탄화 온도에서 탄화한 것일수록 높게 나타났다(Fig. 1). 이는 목탄에서 일반적으로 나타나는 경향으로서, 리그노셀룰로오스계 물질인 목분과 수피분이 탄화되는 과정 중 염기성 관능기가 생성되며 탄화온도가 높을수록 생성되는 염기성 관능기의 양이 늘어나는 것으로 알려져 있다(安部 등, 1998). 400, 500°C에서 탄화한 신갈나무 목탄의 pH는 모두 8.4였으며, 600~900°C에서 탄화한 탄의 pH는 10.1~10.8로 비슷하게 나타났다. 낙엽송 수피탄에 있어서는, 400°C와 500°C에서 탄화한 수피탄의 pH가 각각 7.5와 8.4, 그리고 600~900°C에서 탄화한 탄의 pH는 9.3~10.4로 신갈나무 목탄보다는 약간 낮게 나타났으나 탄화온도에 따른 pH 변화 추이는 크게 다르지 않았다.

3.2. 원소 함량

탄화물의 원소분석 결과(Table 1) 목질부나 수피부에 관계없이 탄화온도가 높아질수록 탄소함량이 증가하는 반면, 산소와 수소 및 질소 함량은 감소하였다. 이는 리그노셀룰로오스 물질의 탄화가 진행되면서 산소 원자를 많이 포함하고 있는 탄수화물이 리그닌보다 더 빠르게 분해 및 제거되고 탄소 원자 중심의 그래핀 구조화 되어 가는 과정에서 탄소 외의 구성성분의 이탈과 휘발에 의한 것으로 판단된다. 400°C에서 탄화한 신갈나무 목탄의 C와 O의 함

Table 1. Content ratio of C, H, O, and N in the charcoal of *Q. mongolica* wood and *L. kaempferi* bark prepared at 400 to 900°C for 1 hour

Sample	Carbonization temperature (°C)	Content (%)			
		C	H	O*	N
Wood charcoal from <i>Q. mongolica</i>	400	7254 ± 030	271 ± 005	23.74 ± 0.28	1.00 ± 0.01
	500	79.01 ± 0.58	2.43 ± 0.10	17.57 ± 0.69	1.00 ± 0.01
	600	82.84 ± 0.12	1.54 ± 0.04	14.85 ± 0.18	0.77 ± 0.02
	700	85.31 ± 0.46	0.91 ± 0.04	12.96 ± 0.49	0.81 ± 0.01
	800	87.97 ± 0.95	0.62 ± 0.02	10.82 ± 0.94	0.59 ± 0.01
	900	88.72 ± 0.44	0.42 ± 0.01	10.37 ± 0.43	0.48 ± 0.01
Bark charcoal from <i>L. kaempferi</i>	400	75.11 ± 0.51	2.78 ± 0.04	21.12 ± 0.56	0.99 ± 0.01
	500	85.97 ± 2.21	2.51 ± 0.06	10.51 ± 2.31	1.01 ± 0.04
	600	90.73 ± 0.53	1.81 ± 0.01	6.46 ± 0.54	1.01 ± 0.01
	700	93.51 ± 1.10	1.10 ± 0.03	4.65 ± 1.14	0.75 ± 0.03
	800	93.77 ± 0.41	0.60 ± 0.01	5.05 ± 0.41	0.58 ± 0.01
	900	96.15 ± 0.87	0.40 ± 0.00	3.03 ± 0.89	0.43 ± 0.02

* O (%) = {100 - (C + H + N)} (%)

량은 각각 72.5%와 23.7%였고, 수피탄에서는 각각 75.1%와 21.1%로 나타나서 탄화물 종류에 따른 함량차이는 크게 나타나지 않았다. 그러나 더 높은 탄화온도에서는 낙엽송 수피탄의 탄소(C) 함량은 신갈나무 목탄보다 높고, 산소(O) 함량은 더 낮게 나타났다. 900°C에서 탄화한 목탄과 수피탄에서의 C와 O의 함량 차이는 크게 달라져 각각 88.7%, 10.4%와 96.1%, 3.0%였다. 다수의 이전 연구(조 등, 2006; Pastor-Villegas *et al.*, 1998; Pulido-Novicio *et al.*, 2001)에서 고온에서 탄화한 목탄의 C 조성비는 대략 80~90% 정도로 나타났는데, 본 연구에서 수피탄의 C 함량 비는 90~96%로 매우 높은 것을 알 수 있다. 이는 수피와 목부의 구성성분 및 구조상의 차이에 의한 것으로 판단된다. 일반적으로, 목부의 탄수화물과 리그닌 조성비는 각각 70~80%와 20~30%인데 반해, 내·외수피 평균의 리그닌 조성비는 약 50% (황 등, 2005)로 매우 높으며, 리그닌은 탄수화물보다 O원자를 덜 포함하고 있다. 이런 결과로, 수피의 탄화과정 중 남아 있는 C원자의 비율이 목탄보다 높았던 것으로 생각된다.

Table 2. Iodine adsorption amounts of the charcoal of *Q. mongolica* wood and *L. kaempferi* bark prepared at 400 to 900°C for 1 hour

Carbonization temperature (°C)	Iodine adsorption amounts (mg I ₂ / g charcoal)	
	Wood charcoal from	Bark charcoal from
	<i>Q. mongolica</i>	<i>L. kaempferi</i>
400	3543 ± 49	308.6 ± 18
500	3873 ± 1.8	408.5 ± 3.2
600	4478 ± 1.8	467.0 ± 1.8
700	501.0 ± 1.8	521.2 ± 1.8
800	583.9 ± 1.8	532.9 ± 1.8
900	589.2 ± 0.0	543.5 ± 1.8

3.3. 요오드 흡착량

탄화물 1 g당의 요오드 흡착량을 Table 2에 나타내었다. 탄화물 종류에 관계없이 높은 온도에서 탄화한 시료일수록 요오드 흡착량이 높게 나타났다. 이와 같이 높은 요오드 흡착량은 높은 비표면적과 관

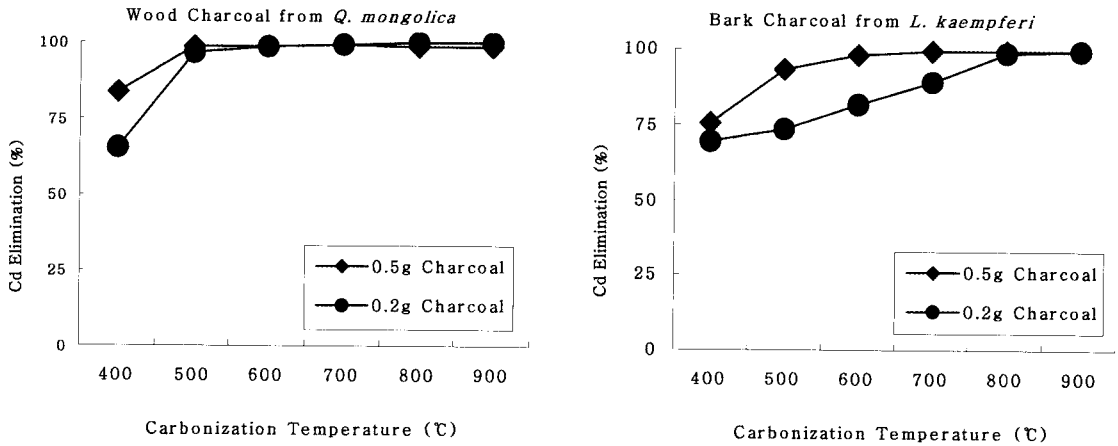


Fig. 2. Cadmium ion elimination percentages of the charcoal of *Q. mongolica* wood and *L. kaempferi* bark prepared at 400 to 900°C for 1 hour.

계가 있다고 알려져 있으며, 이는 이전의 여러 연구에서 보여준 경향과 유사하다(조 등, 2005; 2006). 신갈나무 목탄 1 g당 탄화 온도별 요오드 흡착량은 400°C 목탄이 354 mg에서 900°C 목탄 589 mg으로 증가하였고, 낙엽송 수피탄에 있어서도 400°C 수피탄이 309 mg에서 900°C 수피탄 543 mg으로 증가하는 등 탄화온도와 요오드흡착량과의 관계는 비슷한 경향을 나타냈다.

3.4. 중금속 이온 흡착

3.4.1. 카드뮴(Cd) 흡착

신갈나무 목탄 0.2 g에 의한 용액 상에 녹아 있는 카드뮴 이온제거율을 측정된 결과는 Fig. 2와 같다. 즉, 400°C에서 탄화한 목탄을 사용했을 때는 제거율이 급격히 높아져 96.6%에 달했으며 더 높은 온도에서 탄화한 목탄은 거의 100%의 제거율을 보였다. 0.5 g 신갈나무 목탄을 사용할 경우 카드뮴 제거율은 더욱 높아져, 400°C에서 탄화한 목탄의 카드뮴 이온 제거율은 83.8%였고 그 이상의 온도에서 탄화한 목탄은 거의 100%에 이르는 카드뮴 이온 제거율을 보였다. 결과적으로, 500°C 이상에서 탄화한 신갈나무 목탄은 0.2 g만으로도 15 ppm의 카드뮴이온을 거의 모두 제거할 수 있었다.

한편 낙엽송 수피탄은 신갈나무 목탄과 다소 다른 경향을 보였다. 0.2 g 수피탄의 경우 400°C에서 탄화한 시료는 69.9%의 제거율을 보여 신갈나무 목탄과 유사한 제거율을 보였지만, 500~700°C 사이의 온도에서 탄화한 목탄의 제거율은 탄화온도가 올라감에 따라 73.6%로부터 88.9%까지만 높아져 신갈나무 목탄보다 낮은 수치를 보였다. 그리고 800~900°C에서의 수피탄은 신갈나무 목탄과 비슷하여 거의 100%의 제거율을 나타냈다. 하지만, 0.5 g을 사용했을 때는 500°C에서 탄화한 낙엽송 수피탄의 제거율이 같은 온도에서 탄화한 신갈나무 목탄보다 약간 낮은 것을 제외하면 신갈나무 목탄의 경우와 비슷하였다. 이로 미루어, 낙엽송 수피탄의 카드뮴 흡착능은 신갈나무 목탄보다 낮다고 할 수 있다.

3.4.2. 아연(Zn) 흡착

탄의 탄화온도 변화에 따른 아연 이온 제거의 경우, 그 제거율 변화의 유형이 카드뮴흡착제거의 경우와 유사하였다. 그러나 0.2 g의 신갈나무 목탄을 사용했을 때의 중금속 제거율에 있어서는 아연 이온이 카드뮴의 경우보다 다소 낮은 것으로 나타나서, 0.2 g의 400, 500°C에서 탄화한 신갈나무 목탄을 사용했을 때의 제거율은 각각 54.5, 86.1%였고 600°C 이상에서 탄화한 목탄은 거의 100%를 나타냈다. 그리고 0.5 g의 400°C에서 탄화한 목탄을 사용했을 때 아연

목탄 및 수피탄의 중금속 이온 제거

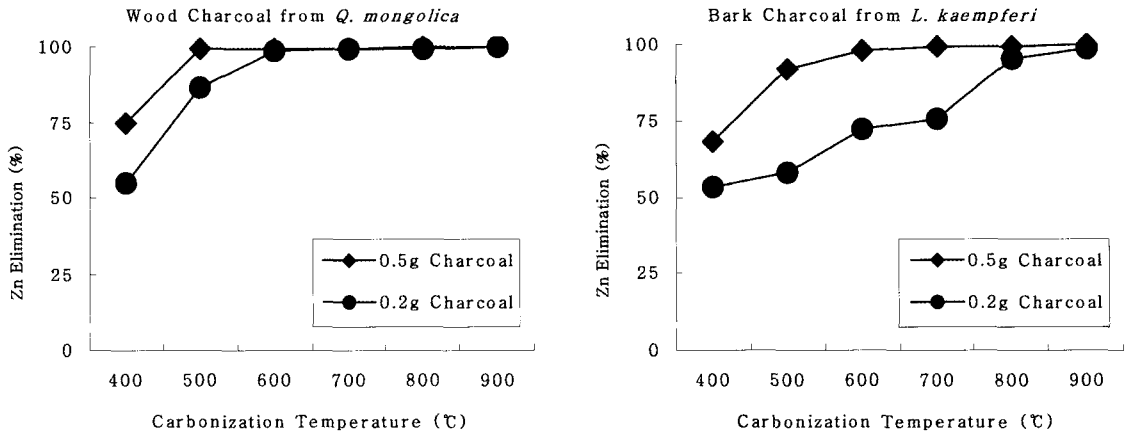


Fig. 3. Zinc ion elimination percentages of the charcoal of *Q. mongolica* wood and *L. kaempferi* bark prepared at 400 to 900°C for 1 hour.

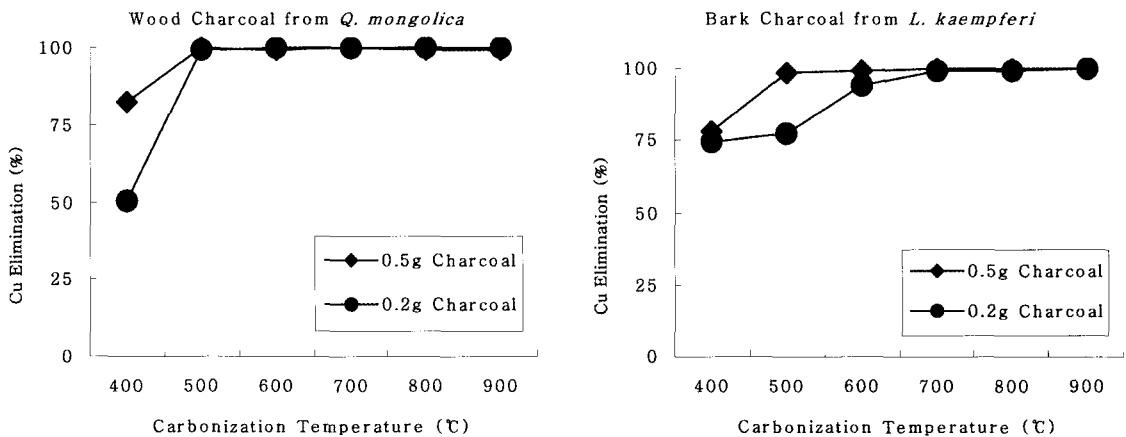


Fig. 4. Copper ion elimination percentages of the charcoal of *Q. mongolica* wood and *L. kaempferi* bark prepared at 400 to 900°C for 1 hour.

이온 제거율은 74.8%였으며 그 이상의 온도에서 탄화한 목탄의 아연 이온 제거율은 거의 100%였다.

0.2 g의 낙엽송 수피탄에 대한 아연 이온 제거율은 신갈나무 목탄 사용 시에 비해 크게 낮았다. 400, 500°C에서 탄화한 낙엽송 수피탄을 사용했을 때의 제거율은 각각 52.2, 57.6%였으며, 600, 700°C의 수피탄의 경우에도 제거율은 72.2, 75.3%를 나타냈고 800, 900°C의 수피탄에 대한 제거율은 각각 95.2, 98.8%였다. 0.5 g을 사용했을 때 제거율은 크게 높아져서, 400, 500°C에서 탄화한 낙엽송 수피탄을 사용했을 때의 제거율은 각각 67.9, 91.6%였고 그 이

상의 온도에서 탄화한 수피탄은 98% 이상의 아연 이온 제거율을 보였다.

3.4.3. 구리(Cu) 흡착

Fig. 4에서와 같이, 용액 상 구리 이온에 대한 신갈나무 목탄의 제거율은 400°C에서 탄화한 목탄 0.2 g을 사용했을 때 50.1%였고 0.5 g을 사용했을 때는 82.1%였다. 그러나 500°C 이상에서 탄화한 목탄은 0.2, 0.5 g 모두에서 거의 100%의 제거율을 보였다. 이에 비해, 400°C에서 탄화한 낙엽송 수피탄 0.2 g 또는 0.5 g을 사용했을 때의 구리이온 제거율은 각

각 74.5, 78.3%로 비슷하였고 500와 600°C에서 탄화한 수피탄의 구리 이온 제거율은 각각 77.0, 98.5%와 94.0, 99.5%로 차이를 보였다. 그리고 700°C 이상에서 탄화한 수피탄은 0.2 g 또는 0.5 g 모두에서 거의 100%의 구리 이온 제거율을 나타내었다.

4. 결 론

간벌재와 미이용 수피의 효율적 이용, 탄화온도 차이에 따른 흡착성 변화를 알아보기 위하여 목재와 수피 분말을 탄화온도를 달리하여 탄화온도별 특성을 구명하였으며, 또한 환경오염의 주요 원인 중의 하나인 카드뮴, 아연, 구리 등의 중금속을 대상으로 흡착제거성능을 조사하였다. 탄화온도의 증가와 함께 탄소함량이 증가하며, 또한 요오드 흡착력이 증가하였는데 이러한 탄화온도에 따른 특성 변화는 중금속 흡착 시에도 나타났다. 탄화온도가 높을수록 중금속에 대한 흡착량이 증가하는 것을 알 수 있었다. 그러나 동일한 목탄이라 할지라도 흡착질의 종류에 따라 흡착성이 다른 것으로 나타나서 흡착 시에 흡착제와 흡착질과의 상호관계가 흡착량에 영향을 주는 것으로 판단된다. 즉, 목탄의 흡착에 관여하는 인자가 마이크로세공과 같은 물리적 특성뿐만 아니라 관능기 등 화학적 특성도 크게 관여할 것으로 생각되며, 목탄의 효율적인 성능을 발휘하게 하기 위해서는 이러한 화학적 특성구명이 필요할 것으로 판단된다.

참 고 문 헌

- 권성민, 김남훈. 2006. 목재의 탄화기구 해석(I). 목재공학 34(3): 8~14.
- 김남훈, 황원중, 권성민, 권구중, 이성재. 2006. 제조온도에 따른 목탄의 해부학적 특성. 목재공학 34(4): 1~8.
- 김병로, 이재용. 2006. 수피의 탄화이용에 관한 연구. 목재공학. 34(1): 40~51.
- 이오규, 조태수. 2006. 소나무 및 참나무 백탄의 물성과 구리(II) 이온 흡착 효과. 임산 에너지 25(2): 55~63.
- 조태수, 안병준, 최준원. 2005. 탄화온도 차이에 의한 목질탄화물의 흡착성 변화. 목재공학 33(3): 45~52.
- 조태수, 이오규, 안병준, 최준원. 2006. 국산 수종으로 탄화한 목탄의 물성 및 흡착성. 임산에너지 25(1): 9~17.
- 황병호, 윤병호, 조남식, 이종윤. 2005. 최신 목재화학. 선진문화사. p. 25.
- Acar F. N. and Z. Eren. 2006. Removal of Cu(II) ions by activated poplar sawdust (Samsun Clone) from aqueous solutions, Journal of Hazardous Materials B137: 909~914.
- Ajmal, M., A. H. Khan, S. Ahmad, and A. Ahmad. 1998. Role of sawdust in the removal of copper(II) from industrial wastes. Water Research 32(10): 3085~3091.
- Basci, N., E. Kocadagistan, and B. Kocadagistan. 2004. Biosorption of copper(II) from aqueous solutions by wheat shell. Desalination 164(2): 135~140.
- Boehm, H. P. 1994. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. Carbon 32: 759~769.
- Boehm, H. P. 2002. Surface oxides on carbon and their analysis: a critical assessment. Carbon 40: 145~149.
- Cay, S., A. Uyanik, and A. Özaşık. 2004. Single and binary component adsorption of copper(II) and cadmium(II) from aqueous solutions using tea-industry waste. Separation and Purification Technology 38: 273~280.
- Christner, L. G. and P. L. Walker. 1993. Molecular sieve character of carbons derived from cellulosic precursors. Carbon 31: 1149~1158.
- Dakiky, M., M. Khamis, A. Manassra, and M. Meréh. 2002. Selective adsorption of chromium(VI) in industrial wastewater using low-cost abundantly available adsorbents. Advances in Environmental Research 6(4): 533~540.
- Karabulut, S., A. Karabakan, A. Denizli, and Y. Yurum. 2000. Batch removal of copper(II) and zinc(II) from aqueous solutions with low-rank Turkish coals. Separation and Purification Technology 18: 177~184.
- Pastor-Villegas, J., J. F. Pastor-Valle, J. C. Valenzuela-Calahorra, V. Gomez-Serran, 1998. Organic chemical structure and structural shrinkage of chars prepared from rockrose. Carbon 36: 1251~1256.

18. Pulido-Novicio, L., T. Hata, Y. Kurimoto, S. Doi, S. Ishihara, and Y. Imamura. 2001. Adsorption capacities and related characteristics of wood charcoals carbonized using a one-step or two-step process. *J. Wood Sci.* 47: 48~57.
19. Taylor, B. R., J. S. Goudey, and N. B. Carmichael. 1996. Toxicity of aspen wood leachate to aquatic life: Laboratory studies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15(2): 150~159.
20. Teker, M., M. İmamoglu, and Ö. Saltabaş. 1999. Adsorption of copper and cadmium ions by activated carbon from rice hull. *Turk. J. Chem.* 23: 185~191.
21. Vazquez, G., J. Gonzalez-Alvarez, S. Freire, M. Lopez-Lorenzo, and G. Antorrena. 2002. Removal of cadmium and mercury ions from aqueous solution by sorption on treated *Pinus pinaster* bark: kinetics and isotherms. *Bioresource Technology* 82(3): 247~251.
22. Youssef, A. M., Th. El-Nabarawy, and S. E. Samra. Sorption properties of chemically-activated carbons. 1. Sorption of cadmium(II) ions. 2004. *Colloids Surf. A* 235: 153~163.
23. 安部郁夫, 岩崎 訓, 岩田良美, 古南 博, 計良善也. 1998. 木炭の製造方法と吸着特性の關係. *炭素*. 185: 277~284.