

## 樹皮에 의한 重金屬 吸着效果(2) —소나무와 신갈나무 樹皮에 의한 Cu와 Cd의 吸着效果\*1—

白起鉉\*2 · 金京直\*2

### Effect of bark on the adsorption of heavy metal ions (2)

#### -Effect of *Pinus densiflora* and *Quercus mongolica* barks on the adsorption of Cu and Cd ions- \*1

Ki-Hyon Paik \*2 · Kyung-Jik Kim \*2

#### Summary

This investigation involves a study of the physical and chemical factors of *Pinus densiflora* SIEB. et ZUCC. and *Quercus mongolica* Fisher barks affecting on the adsorption of heavy metal ions.

The results obtained can be summarized as follows.

1. The capacity of the untreated bark to remove the Cu and Cd from solution was similar to or 5% higher than that of formaldehyde treated bark in both species. Considering that untreated bark lead to color-leaching problem, bark treated with formaldehyde are economical.

2. With decreasing particle size of bark(20-80), the adsorption ratio of the Cu and Cd from solution was increased. *Quercus* bark adsorbed more Cu and Cd at smaller particle size compared to *Pinus* bark.

3. The heavy metal equilibrium adsorption of the bark from Cu and Cd solution was attained within 10 min. *Pinus* bark removed about 48% of the Cu and 41% of the Cd from solution in 10 min while *Quercus* bark removed about 50% during that period.

4. As the initial metal concentration increased, the absolute metal uptake was increased while percentage removal was decreased. At the lower metal concentration (10 ppm), *Pinus* and *Quercus* barks removed 77-94% of the Cu and 72-84% of the Cd. At high metal concentration (200 ppm), the adsorption ratio was 40% Cu and 25% Cd, respectively.

5. The maximum adsorption of the Cu and Cd from solution was obtained at pH 5-6 in filtrate.

6. With increased bark weight per given metal concentration, absolute removal of metal ion from

---

※1. 接受 7月 21日 Received July 21, 1986.

※2. 高麗大學校 農科大學 College of Agriculture, Korea University, Seoul, Korea

solution was increased, but the percentage removal was decreased. The amount of adsorption was 4.2 mg Cu and 4.2 mg Cd per gr. Pinus bark and 5.4 mg Cu and 4.3 mg Cd per gr. Quercus bark, respectively.

## 1. 緒 論

현재 모든 국가들이 당면하고 있는 環境問題중의 하나는 重金屬에 의하여 크게 汚染되어 가고 있는 바다와 강을 본래 상태로 回復시키기 위하여 廢水와 廢棄物을 低廉하고 安定하게 처리하는 과업이다. 廢水와 廢棄物에 존재하는  $Cu$ ,  $Zn$ ,  $Pb$ ,  $Hg$ ,  $Ni$ ,  $Cd$ 은 動植物의 生態系에 지장을 초래하며 먹이連鎖를 통하여 국민건강에도 막대한 해를 끼치고 있다.

廢水로 부터 重金屬을 除去시키는 方法으로는 이온交換樹脂法(Dean 等, 1972), Electrodialysis(Dean等, 1972; Griffin等, 1977),活性炭利用, Reverse osmosis(Smith, 1975) 方法 등이 알려져 있으나 이들 方法들은 高價의 裝備가 요구되며 또한 樹脂 및 樹脂再生을 爲한 費用이 높으므로 多量의 廢水를 處理하기에는 非經濟적이다. 한편 '70年代 末부터 農業副産物 및 木質系資源으로 重金屬을 吸着·除去할 수 있다는 가능성이 報告된 (Friedman과 Waiss, 1972) 후에 여러 研究室에서 實驗들이 進行되고 있다. 또한 이러한 木質系資源은 低廉하며 再利用이 가능하고 吸着된 重金屬을 回收하여 利用할 수 있다는 長點이 있으므로 더욱 脚光을 받고 있다.

重金屬을 吸着하는 農業副産物으로는 옥수수수술대, 땅콩겉껍질, 양파겉껍질 등과 木質系資源으로는 針·闊葉樹의 樹皮와 木粉이 널리 利用되고 있으며 그 외에도 왕겨, 밤송이, 굴겉껍질도 有用한 資源으로 고려된다. (Randall 等, 1974a, 1976a; Sabadell과 Krack, 1975; Kumar와 Dara, 1981; Fujii와 Shioya 1985; 金과 白, 1986).

重金屬 吸着은 樹皮 등에 含有된 탄닌의 인접한 두개의 水酸基에 의하여 結合되므로 縮合型탄닌을 多量 含有한 樹皮일 수록 吸着能力이 높다. (Randall 等, 1974a; Susuma 等, 1978b). 그러나 樹皮가 廢水와 接觸하면 着色된 有機化合物이 水質에 흘러나와 水質汚染을 惹起시킬 수 있기 때문에 樹皮를 酸性域에서 沸은 HCHO로 處理하여 色素物質을 重合 또는 沈殿시켜 使用해야 한다. (Randall 等, 1975b, 1976a, 1978; 金과 白, 1986).

重金屬 吸着能力은 重金屬 除去物質의 種類 以外에도 여러가지 因子에 의하여 影響을 받는다. 즉 重金屬 除去物質의 粒子的 크기(Henderson 等, 1977; Poonawala 等, 1975), 反應時間(Randall 等, 1974b; Fujii와 Shioya, 1985), 廢水의 pH와 重金屬의 濃度(Randall 等, 1975a; Kumar와 Dara, 1981; Susumu 等, 1978a) 中金屬의 種類와 除去物質과의 關係 및 重金屬間의 吸着競爭(Henderson 等, 1977; Sabadell와 Krack 1975; Young 等, 1979) 등의 因子에 따라 吸着能力에 差異가 생긴다.

本 實驗은 소나무와 신갈나무의 樹皮를 利用하여  $Cu$ 와  $Cd$ 의 吸着에 關여하는 物理的·化學的 因子들의 影響을 究明코자 遂行하였다.

## 2. 材料 및 方法

### 2.1 供試材料

#### 2.1.1 樹皮

本 實驗에 使用된 試料은 29年生 소나무(Pinus densiflora)와 30年生 신갈나무(Quercus mongolica)의 樹皮로서 各各 3本씩 伐採하여 剝皮한 後 一週日間 氣乾狀態에서 乾燥시켜 Pulverizer로 磨碎하였다.

#### 2.1.2 Formaldehyde 處理

Randall 等 (1976b)의 方法에 따라 樹皮를 酸性域에서 HCHO로 處理하였다.

#### 2.1.3 金屬이온의 標準溶液 造製

標準溶液 造製는 分析用 一級 試藥인  $CuSO_4$ 와  $Cd(NO_3)_2$ 를 1000ppm으로 만든 後 顯하는 濃度를 蒸溜水로 稀釋하여 使用하였다.

### 2.2 實驗方法

2.2.1 Formaldehyde處理와 未處理 樹皮의 吸着 效果 比較

40~60mesh의 未處理 樹皮와 處理 樹皮를 200ml 三角플라스크에 各各 1g씩을 넣고 100ppm  $Cu$ ,  $Cd$  溶液을 100ml 加하여 1時間동안 진탕시킨 後에 濾過水를 받아서 重金屬을 定量하였다.

#### 2.2.2 重金屬 吸着을 影響하는 因子

本 實驗에서는 HCHO처리 樹皮가 使用되었으며 2.1의 方法에서와 같이 平衡試驗

(Equilibrium test)를 行하였다.

樹皮 粒子 크기에 따른 吸着量을 測定하기 爲 하여 20~40, 40~60, 60~80mesh 樹皮 1g씩을 100ppm 溶液에서 1時間 處理하였으며 最適吸着時間의 究明은 以上과 同一한 條件에서 反應時間만 10分, 30分, 60分으로 變化시켰다.

pH變化에 따른 影響은 40~60mesh의 樹皮 1g을 0.1N HCl과 NaOH로 pH가 調整된 重金屬 溶液 100ml에 加하여 1時間 反應시켰다.

底濃도와 高濃도의 溶液에서 重金屬 吸着效果를 比較하기 爲하여 40~60mesh의 樹皮 1g을 10~200ppm으로 造製된 溶液 100ml에 넣고 1時間 反應시켰다.

樹皮의 量에 따른 吸着量의 差異는 40~60mesh 樹皮를 1g부터 4g까지 差等 첨가하여 前途한 方法과 同一하게 行하였다.

모든 實驗은 三回 反復하였다.

2.2.3 重金屬의 定量

처음 反應시킨 溶液의 濃도와 反應 後의 濾過水의 重金屬 濃도를 原子吸光分析機(SP 192 Atomic Absorption Spectrophotometer)로 定量하여 그 差異로 樹皮에 吸着된 中金屬의 量을 計算하였다.

3. 結果 및 考察

3.1 未處理 樹皮와 HCHO 前處理 樹皮의 吸着效果 比較

소나무와 新갈나무의 HCHO 前處理 樹皮와 未處理 樹皮間에 重金屬 吸着 效果는 다음과 같다.

Fig.1.에서 보는바와 같이 未處理 樹皮와 處理 樹皮는  $Cu^{++}$ 와  $Cd^{++}$  吸着 效果가 거의 同一하거나 或은 前者가 約 5%, 程度 높은 傾向을 나타내고 있다. 또한 前處理에 關係없이 소나무와 新갈나무 樹皮는  $Cd^{++}$ 보다  $Cu^{++}$ 을 더 많이 吸着하였다. Randall 等(1975a, 1976a)은 땅콩 겉껍질을 本 實驗과 同一한 方法으로 處理하여  $Hg^{++}$ 을 吸着시킨바 未處理와 前處理間에 差異가 없다고 報告하였다. 그러나 本 結果에서는  $Cu^{++}$ 과  $Cd^{++}$ 은 未處理 樹皮에 약간 높게 吸着되었는데 이것은 HCHO와 탄닌에 含有된 phenolic groups이 縮合反應을 이르게 重金屬과 作用하므로 吸着이 억제되었거나 또는 phenolic groups의 水酸基가 減少하는데 起因한다고 본다. (Randall 等, 1975a).

그러나 樹皮를 HCHO로 處理하지 않으면 樹皮

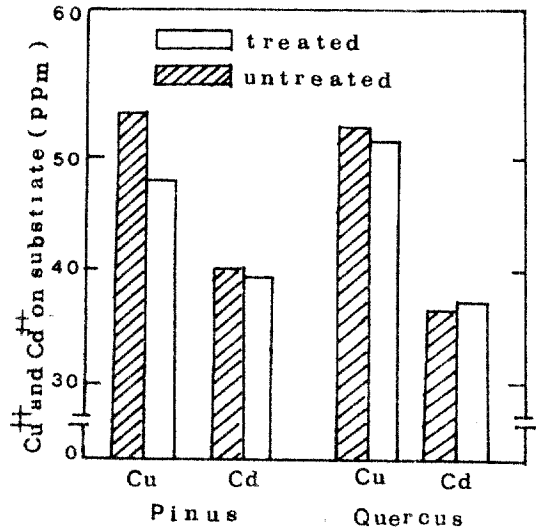


Fig. 1 Comparison between untreated bark and formaldehyde-treated bark in adsorption of Cu and Cd from solution. (100ml of 100 ppm solution/1g bark)

에 含有된 色素物質이 누출되어 濾過水의 BOD와 色汚染을 加重시키므로 소나무와 新갈나무의 樹皮는 HCHO로 前處理하여 使用해야 한다. 未處理 소나무 樹皮의 濾過水는 比色表에서 336, yellow ochre deep를 나타내며 新갈나무 樹皮 濾過水는 240 yellow ochre를 지녔다. 한편 前處理 樹皮는 두 樹皮 共히 無色을 띤다. (金과 白, 1986). Randall 等(1974a, 1976b)도 몇가지 針葉樹 樹皮를 HCHO로 前處理하여 未處理 樹皮와 濾過水의 色을 比較하였으며 oak, red Alder, noble silver Fir, red Cedar, stika Spruce 등은 色素物質의 유출때문에 HCHO로 前處理해서 使用해야 된다고 發表하였다.

3.2 樹皮의 粒子크기에 따른 吸着效果

소나무와 新갈나무 樹皮의 粒子크기에 따른  $Cu^{++}$ 와  $Cd^{++}$ 의 吸着效果는 Fig.2과 같다.

두 樹種 共히 樹皮의 粒子가 작을 수록 더 많은 重金屬을 吸着하였다. 本 實驗에서 적용한 20~80mesh에서 볼 때 소나무는 樹皮 粒子크기가  $Cu^{++}$ 와  $Cd^{++}$  吸着에 큰 影響을 못미쳤으나 新갈나무 樹皮는 80mesh에서 20mesh로 粒子크기가 增加함에 따라 重金屬의 吸着量이 約 10% 程度 감소하고 있다. 60~80mesh의 粒子크기에서 新갈나무 樹皮가  $Cu^{++}$ 를 61.1%,  $Cd^{++}$ 를 43.4% 吸着하여 同一한 粒子크기의 소나무 樹皮보다 더 높은 吸着

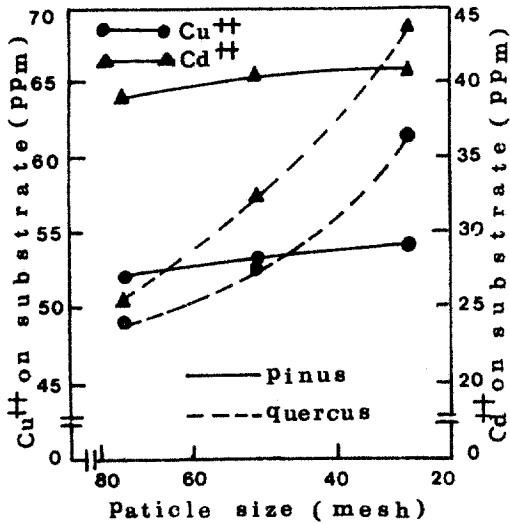


Fig. 2. Effect of particle size on adsorption of heavy metals. (100ml of 100 ppm solution/1g bark)

률을 나타내었다. 그러나 樹皮 粒子크기(20~40mesh)가 增加할 수록 소나무 樹皮가 신갈나무 樹皮보다 더 높은 吸着률을 나타낸다.

金과 白(1986)은 소나무와 신갈나무 樹皮로  $Ni^{++}$ 과  $Fe^{++}$ 를 吸着시킬 경우  $Fe^{++}$ 은 樹皮 粒子크기가 작을 수록 吸着률이 높아지나  $Ni^{++}$ 은 粒子크기에 영향을 받지 않는다고 報告하였다. 일반적으로  $Ni$ 를 除外한 다른 重金屬은 樹皮 粒子크기가 작을 수록 吸着률이 높다. (Henderson, 1971; Poonowala, 1975).

### 3.3 反應時間에 따른 吸着效果

反應時間(Equilibrium test)에 따른  $Cu^{++}$ 과  $Cd^{++}$ 의 吸着률은 Fig.3과 같다.

두 樹種의 樹皮가 共히  $Cu^{++}$ 과  $Cd^{++}$ 을 吸着할 경우 10分 以內에 最大吸着률을 나타내고 있다. 소나무 樹皮는 10分 以內에  $Cu^{++}$ 를 48%,  $Cd^{++}$ 를 41% 吸着하였으며, 신갈나무 樹皮는 50% 및 49%를 各各 吸着하였다. Fujii와 Shioya(1985)는  $Cu^{++}$ 이 山檜나무 樹皮에 10分 以內에 最大로 吸着된다고 하였으며 Randell 等(1974b)도  $Hg^{++}$ 은 땅콩겉껍질에 10分內에 約 90%의 吸着률을 나타낸다고 報告한 점으로 볼 때에 大部分 重金屬은 10分 以內에 最大吸着률을 나타낸다고 본다. 그러나  $Ni^{++}$ 과  $Fe^{++}$ 의 경우는 소나무와 신갈나무 樹皮에서 反應時間 30分에 最大吸着률을 나타내었다. (金과 白, 1986). 그러므로 反應時間에 따른 吸着效果는 樹

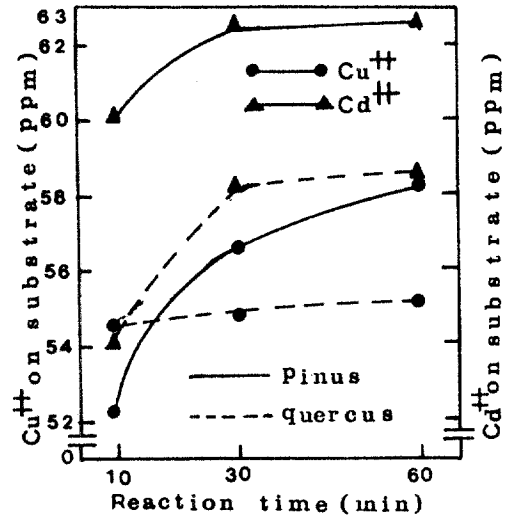


Fig. 3. Effect of the reaction time on adsorption of heavy metals. (100ml of 100 ppm solution/1g bark)

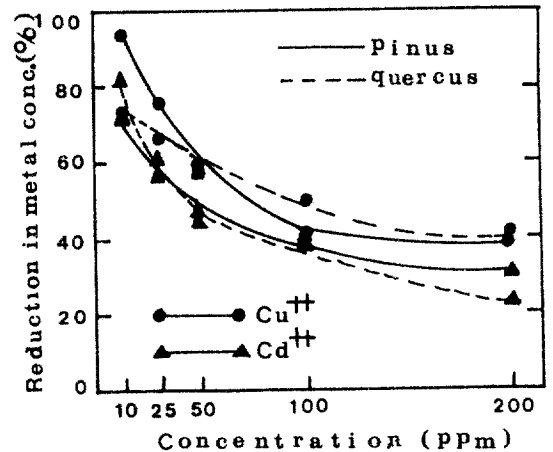


Fig. 4. Adsorption effect in the different concentration of heavy metals. (100ml of each solutions/1g bark)

皮의 種類와 重金屬의 種類에 따라 약간의 영향을 받는 것으로 思料된다.

### 3.4 重金屬 溶液의 濃도에 따른 吸着效果

$Cu^{++}$ 과  $Cd^{++}$ 의 濃度만을 變化시키고 다른 條件들은 固定시킬 경우 樹皮의 吸着 效果는 다음과 같다.

Fig.4에서와 같이 소나무와 신갈나무 樹皮는  $Cu^{++}$ 과  $Cd^{++}$ 의 濃度가 增加할 수록 絶對吸着量을 增加시키지만 吸着률은 低濃度의 溶液에서 높게

나타났다.

10ppm(100ml/1g 樹皮)의  $Cu^{++}$ 과  $Cd^{++}$  溶液中에 소나무 樹皮는 各各 94%, 72%를 신갈나무 樹皮는 77%, 82%를 各各 吸着하였다. 그러나 200ppm 溶液中에서는 두 樹種의 樹皮는 共히  $Cu^{++}$ 을 37~42%,  $Cd^{++}$ 을 25~27%로서 낮은 吸着率을 지니고 있다. 이러한 傾向은 땅콩겉껍질과 양파겉껍질에  $Cu^{++}$ ,  $Cd^{++}$ 을 吸着시키거나 소나무와 신갈나무 樹皮에  $Ni^{++}$ ,  $Fe^{++}$ 을 吸着시킬 경우에도 同一한 結果를 보이고 있다. (Randall 等, 1978; Kumar와 Dara, 1982; Poonawala, 1982; 金과 白, 1986).

### 3.5 重金屬 溶液의 pH 변화에 따른 吸着效果

Fig.5와 같이 各 重金屬의 最大吸着 pH는 樹種에 따라 큰 差異가 없다.  $Cu^{++}$ 은 pH 5.2~5.5,  $Cd^{++}$ 은 pH 5.1~5.3에서 最大吸着率을 나타내었으며 이때에 吸着率은  $Cu^{++}$ 은 82~83%,  $Cd^{++}$ 은 70~80%였다.

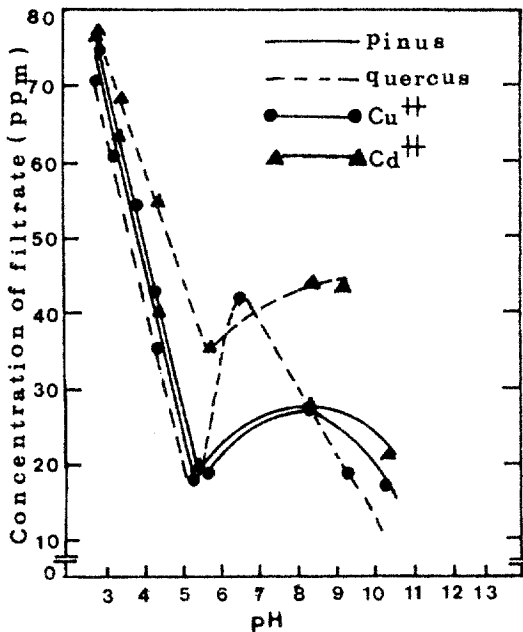


Fig. 5. Effect of different pH on adsorption of heavy metals.

pH를 調整하지 않은 重金屬 溶液 중에서 吸着한 量과 比較하면 pH를 調整할 場合に 두 樹種의 樹皮 共히  $Cu^{++}$ 을 30%,  $Cd^{++}$ 은 40% 정도 더 높게 吸着한다. Susumu 等(1978a)도  $Cu^{++}$ ,  $Cr^{++}$  및  $Cd^{++}$ 은 pH 5~6에서 소나무와 신갈나무 樹皮에 가장 잘 吸着된다고 報告하였다.

一般的으로 重金屬은 弱酸性~中性域에서 높게

吸着되며 强酸性과 알카리域에서는 잘 吸着되지 않았는데, 이러한 現象은 强酸性에서는 重金屬 溶液중에  $H^+$ 이 飽和狀態이므로 phenolic groups의 水酸基에서  $H^+$ 이 水溶液 속으로 離脫되지 않기 때문이며(Randall 等, 1976a; Kumar와 Dara, 1982), 알카리域에서 높은 吸着率을 나타내는 理由는 Randall 等(1976b)과 Davis (1978)가 지적한 바와 같이  $Cu(OH)_2$ ,  $Cd(OH)_2$  및 metal-organic complex를 형성하여 沈澱하는데 起因한다. 이러한 現象은 本 實驗에서도 認定되었다.

### 3.6 樹皮의 量에 따른 吸着效果

樹皮의 量을 1g에서 4g으로 增加시키고 다른 모든 反應條件을 同一하게 處理하였을 경우 樹皮 量에 따른 吸着效果는 다음과 같다.

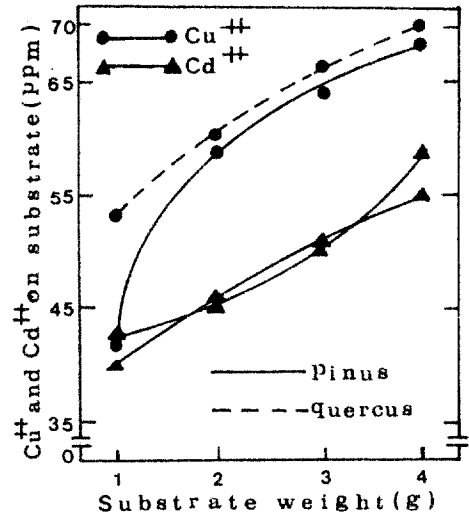


Fig. 6. Effect of bark weight on adsorption of heavy metals.

Fig.6에서 보는 바와 같이 樹皮의 量이 增加할 수록 重金屬 絶對吸着量은 增加하나 吸着率은 樹皮 量과 正比例하지 않는다. 즉 樹種에 關係없이  $Cu^{++}$ 은 樹皮 量을 1g에서 2g으로 增加시킬 경우 13~16% 程度 吸着率이 增加되었으나 樹皮 量은 3g 以上으로 使用하여도 吸着率은 4~5% 높아지는데 지나지 않는다. 한편  $Cd^{++}$ 은 樹皮 量을 1g씩 增加시키기에 따라 4~6%씩 吸着率이 더 높아진다.

樹皮 g당 最大吸着率은 1g 使用시에 나타난다. 즉 소나무에 있어서는 4.2mg  $Cu^{++}$ /g樹皮, 4.0mg  $Cd^{++}$ /1g樹皮가 吸着되었으며 신갈나무 樹皮에서는 5.4mg  $Cu^{++}$ /1g, 4.3mg  $Cd^{++}$ /1g이 各各 吸着되었다.

#### 4. 結 論

本 研究은 소나무 樹皮와 신갈나무 樹皮가  $Cu^{2+}$ 과  $Cd^{2+}$ 을 吸着하는데 影響하는 物理的·化學的 因子를 究明하기 爲한 目的으로 遂行되었다.

本 研究에서 얻은 結果는 다음과 같다.

1. 두 樹種 共히 未處理 樹皮의 吸着效果가 HCHO處理 樹皮보다 約 5% 程度 높거나 同一하다. 그러나 未處理 樹皮에서 流出되는 色素物質에 의한 汚染을 감안하면 HCHO處理 樹皮가 유리하다.

2. 樹皮 粒子的 크기가 작을 수록  $Cu^{2+}$ 와  $Cd^{2+}$ 의 吸着率이 增加한다. 소나무 樹皮는 20~80mesh 크기에서는 吸着率에 큰 差異가 없으나 신갈나무 樹皮는 60~80mesh 以下에서 最大吸着率을 나타내고 있다.

3.  $Cu^{2+}$ 과  $Cd^{2+}$ 은 10分 동안 反應할때 最大로 吸着된다. 소나무 樹皮는  $Cu^{2+}$ 을 48%,  $Cd^{2+}$ 을 41% 吸着하였으며 신갈나무 樹皮는  $Cu^{2+}$ 과  $Cd^{2+}$ 을 各各 50%, 49% 吸着하였다.

4. 重金屬 溶液의 濃度가 增加됨에 따라서 絶對吸着量은 增加하나 吸着率은 減少한다. 10ppm 溶液에서  $Cu^{2+}$ 은 77~94%,  $Cd^{2+}$ 은 72~82% 吸着되었으나 200ppm 濃度에서는  $Cu^{2+}$ 이 약 40%,  $Cd^{2+}$ 은 25% 程度 吸着된다.

5.  $Cu^{2+}$ 과  $Cd^{2+}$ 은 重金屬 溶液의 PH가 5~6에서 最大吸着을 나타낸다.

6. 樹皮量이 增加될 수록 絶對吸着量은 함께 增加하나 吸着率은 減少한다. 樹皮 1g當 最大 吸着量은 소나무 4.2mg  $Cu^{2+}/1g$ , 4.0mg  $Cd^{2+}/1g$ 이며 신갈나무는 5.4mg  $Cu^{2+}/1g$ , 4.3mg  $Cd^{2+}/1g$ 이었다.

#### 引 用 文 獻

1. Davis J.A., and Leckie J.O. 1978; Effect of adsorbed complexing ligands on trace metal uptake by hydrous oxides. Environ. Sci. Technol., 12, 1309-1315.
2. Dean, J.C., Bosque, F.L. and Lanouelte, K.H. 1972; Removing heavy metals from wastewaters. Environ. Sci. Technol., 6, 518-522.
3. Friedman, M. and Waiss, A.C. 1972; Mercury uptake by selected agricultural products and byproducts. Environ. Sci. and Technol.

6. 457-458.
4. Fujii M., and Shioya S.Z. 1985; Nitric acid-formaldehyde treated coniferous barks as recovering agents of uranium from sea water. ISWPC, 97-98.
5. Griffin, R.A., Frost. R.R. and AU.A.K. Robinson. 1977; Attenuation of pollutions in municipal landfill leachate by clay minerals. State Geo. Survey. 79. April.
6. Henderson R.W., Andrew D.S., and Lightsey G.R. 1977; Reduction of mercury, copper, nickle, cadmium, and zinc levels in solution by competitive adsorption onto peanut hulls, and raw and aged bark. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 17(3), 355-359.
7. Kim, K.J. and Paik, K.H. 1986; The effect of bark on heavy metal adsorption by bark Korean Jour. Environ. Agri. 5(1), 55-60.
8. Kumar P., and Dara S.S. 1981; Binding heavy metal ions with polymerized onion skin. J. Polym. Sci., 19, 397-402.
9. Kumar P., and Dara S.S. 1982; Utilization of agriculture wastes for decontaminating industrial/ domestic wastewaters from toxic metals. Agric. Wastes, 4, 213-223.
10. Poonawals N.A., Lightsey G.R., and Henderson R.W., 1975; Removal of heavy metals from wastewater and sludge by adsorption onto solid wastes. Proc. 2nd National. Conf. on Complete Water Reuse, Chicago, May 4-8, 241-254.
11. Randall J.M., Bermann R.L., and Waiss Jr. A.C. 1974a; Use of bark to remove heavy metal ions from waste solutions. For. Prod. J., 24(9), 80-84.
12. Randall J.M., Hautala E., and Waiss Jr. A.C. 1974b; Removal and recycling of heavy metal ions from mining and industrial waste streams with agricultural by-products. Proc. Miner Waste Util. Symp., 4th, 329-334.
13. Randall J.M., Hautala E., and Waiss Jr. A.C. 1976a; Removing heavy metal ions from water. U.S. Patent No. 3, 925,192
14. Randall J.M., Reuter F.W., and Waiss Jr. A.C. 1975a; Removal of cupric ion from

- solution by contact with peanut skins. *J. Appl. Polym. Sci.*, 19, 1563-1571.
15. Randall J.M., Hautala E., and Waiss Jr. A.A. 1976b; Modified barks as scavengers for heavy metal ions. *For. Prod. J.*, 26(8), 46-50.
  16. Randall J.M., Hautala E., and Waiss Jr. A.C. 1975b; Removing heavy metal ions from water. U.S. Patent No. 3,944,415.
  17. Randall J.M. 1977; Variations in effectiveness of barks as scavengers for heavy metal ions. *For. Prod. J.*, 27(11), 51-56.
  18. Randall J.M., Hautala E., and McDonald G. 1978; Binding of heavy metal ions by formaldehyde-polymerized peanut skins. *J. Appl. Polym. Sci.*, 22, 379-387.
  19. Sabadell J.E., and Krack R.J. 1975; Adsorption of heavy metals from wastewater and sludge on forest residuals and forest produce wastes. *Proc. 2nd National Conf. on Complete Water Reuse*, Chicago, May 4-8, 234-240.
  20. Smith, S.B. 1975; Traces of heavy metals in water-removal processes and monitoring. E.P.A. Report No. 902/0-74-001, Nov. 55.
  21. Susumu J., and Hirotsugu O. 1978a; Adsorption of heavy metal by bark. (I). Adsorption properties of various barks. *Shimane Daigaku Kenkyu Hokoku*, 12, 102-108.
  22. Susumu J., and Hirotsugu O. 1978b; Adsorption of heavy metal by bark. (II). Mechanism of adsorption of heavy metal by bark. *Shimane Daigaku Nogakubu Kenkyu Hokoku*, 12, 109-113.
  23. Young R.N., McDonald G., and Randall J.M. 1975; Effect of light metal ions on the sorption of heavy metal ions on natural polymer. *J. Appl. Polym. Sci.*, 23, 1027-1035.