

오존 처리에 의해 산소 작용기가 도입된 활성탄소의 세슘 흡착 특성

채은선* · 민충기* · 임채훈* · 이영석*,**,†

*충남대학교 응용화학공학과, **충남대학교 탄소융복합기술연구소
(2023년 12월 1일 접수, 2023년 12월 29일 수정, 2024년 1월 3일 채택)

Cesium Adsorption Properties of Activated Carbon with Oxygen Functional Groups Introduced by Ozonation Treatment

Eunseon Chae*, Chung Gi Min*, Chaehun Lim* and Young-Seak Lee*,**,†

*Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 34134, Republic of Korea

**Institute of Carbon Fusion Technology, Chungnam National University, Daejeon 34134, Republic of Korea

(Received December 1, 2023; Revised December 29, 2023; Accepted January 3, 2024)

초 록

세슘은 높은 수용성으로 인하여 인체에 쉽게 침투하여 암 또는 DNA의 변형을 유발하는 잠재적인 독성 오염물질이다. 본 연구에서는 활성탄소의 세슘 흡착 능력을 향상시키고자 오존 처리를 통하여 활성탄소 표면에 산소 작용기를 도입하였다. 오존 처리 시간의 증가에 따라 활성탄소 표면의 산소함량이 증가하였다. 이후 활성탄소와 세슘 사이의 정전기적 상호작용이 더욱 원활하게 이루어져 모든 시료의 세슘 이온 흡착 효율이 향상되었다. 특히 반응기 내부 오존 농도를 50000 ppm으로 하여 7 min 동안 오존 처리한 시료는 약 12%의 높은 산소 작용기 함량을 보이며 97.6%의 가장 높은 세슘 제거 효율을 보였다. 한편, 5 min 동안 처리된 시료는 7 min간 반응한 시료와 비교하여 0.3%의 근소한 세슘 제거율 차이를 보였으며, 이는 오존 기체의 반응 특성으로 인한 두 시료의 표면화학적 유사성에 기인한다. 그러나, 오존 처리된 활성탄소의 세슘 흡착 성능은 활성탄소의 비표면적 및 기공 구조도 중요하지만 표면에 도입된 산소 작용기 양이 주된 영향을 미치는 것으로 판단된다.

Abstract

Cesium is a potential toxic contaminant due to its high solubility, which allows it to easily penetrate the human body and potentially induce cancer or DNA mutations. In this study, oxygen functional groups were introduced on activated carbons (ACs) by ozone treatment to enhance the cesium adsorption capacity. As the ozone treatment time increased, the oxygen content on the ACs surface increased. Subsequently, the electrostatic interaction between ACs and cesium enhanced, resulting in higher cesium ion adsorption efficiency across all samples. In particular, the sample treated with ozone for 7 minutes at an internal ozone concentration of 50000 ppm had roughly 12% greater oxygen functional group content and the highest cesium removal effectiveness (97.6%). Meanwhile, samples treated for 5 minutes showed a 0.3% cesium removal rate difference compared to those treated for 7 minutes, which was caused by the surface chemical similarity of the two samples due to the reactive characteristics of ozone gas. However, the cesium adsorption performance of ozonated activated carbon seems to be mainly influenced by the amount of oxygen functional groups introduced to the surface, although the specific surface area and pore structure of the activated carbon are also important.

Keywords: Activated carbon, Cesium, Adsorption, Ozone treatment

1. 서 론

후쿠시마 원자력 발전소 사고 이후, 각종 방사성핵종이 자연계로 유입되었으며 이로 인하여 해양생태계 및 인간에게 직간접적으로 미

칠 피해에 대한 우려가 지속되고 있다. 원전 폭발 이후 환경에 방출된 방사성 폐기물에는 세슘-137, 세슘-134, 아이오딘-131 등이 있고 그중 가장 우려되는 물질로 세슘-137이 있다[1-5]. 세슘-137은 30년이 넘는 긴 반감기와 물에 대한 높은 용해도를 가져 수계 오염을 유발하며, 생물학적 거동이 포타슘과 유사하므로 체내에 농축되기 쉬워 암 또는 DNA의 변형을 일으키는 등 인간에게 매우 유해하다고 알려져 있다 [5,6]. 또한 세슘은 수용액 상에서 다른 음이온과 착화물을 잘 형성하지 않고 대부분 양이온 상태로 안정하게 존재하므로 오염된 수계에서 제거하는 것이 어려운 실정이다. 따라서 수계에 존재하는 세슘 이온

† Corresponding Author: Chungnam National University
Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, Daejeon 34134, Republic of Korea
Tel: +82-42-821-7007 e-mail: youngslee@cnu.ac.kr

을 분리 및 제거하기 위한 연구가 다양하게 수행되고 있다[1,6-9].

세습으로 오염된 수계를 정화하기 위한 방법으로 흡착, 용매추출, 침전, 이온교환, 막분리 등이 있다[6,8-10]. 그중 흡착은 비교적 공정이 간단하고 대규모 공정에서 경제적으로 세습을 제거할 수 있다는 장점이 있어 가장 보편적으로 사용되며, 이때 제올라이트, 유기 금속 골격체 및 다공성 탄소재료(활성탄소, 활성탄소섬유) 등의 흡착제가 쓰인다[11]. 활성탄소는 석탄, 석유 코크스, 코코넛 껍질, 톱밥 및 목재 차(char) 등의 원료로 만들어지며, 높은 다공성과 500~2000 m²/g의 넓은 비표면적을 가진다[10]. 따라서, 활성탄소는 흡착 성능과 흡착 속도가 뛰어나며 저렴한 비용과 우수한 표면 개질 특성을 갖는다[11-16]. 일반적으로 활성탄소의 흡착은 기공 구조에 의한 물리적 흡착으로 이루어지므로, 활성탄소 표면에 이중 원소를 도입하고 화학적 흡착 능력을 부여하여 활성탄소의 흡착 성능을 향상시키는 방법이 다수 존재한다[17-24].

한편, 세습 이온의 초기 농도, 흡착제의 질량, 흡착 시간 및 pH 등 다양한 조건에서 연구가 진행되고 있다. S. Ha 등[7]은 폐놀계 활성탄소의 산소 플라즈마 처리를 통해 C-O-C, O=C-O 결합 함량을 높였으며, 세습 이온과 산소 작용기의 정전기적 상호작용이 증가하여 1 ppm의 세습 용액에서 97.3%의 제거율을 나타내었다. S. Khandaker 등[25]은 70% 질산 산처리 방법을 이용하여 대나무 숲 표면에 산성 작용기를 도입하였으며 이온 교환 메커니즘을 통해 400 ppm의 세습 용액에서 45.87 mg/g의 흡착 용량을 보였다. R. Yavari 등[26]은 다중벽 탄소 나노튜브를 3 M 질산으로 처리하여 표면에 카르복실기, 페놀기, 락톤기 등의 작용기를 도입하였으며 작용기와 산점 수의 증가로 5 ppm 세습 용액에서 45%의 흡착률을 나타내었다.

특히 카르복실기, 카르보닐기, 페놀기 등의 산소 작용기를 도입하는 것이 방사성 원소 흡착에 유리하게 작용하는 것으로 알려져 있으며, 그 방법으로는 산소 플라즈마 반응, 산 처리, 오존 표면처리 등이 있다[7,10]. 산소 플라즈마 반응은 화학적 활성부위 생성을 위해 고에너지 주입이 필요하며, 산 처리는 처리 시간이 길고 후처리 공정에서 2차 오염이 발생한다는 문제가 있다. 그러나 오존 표면처리는 다른 방법과 달리 상온에서 저에너지로 운용이 가능하며, 오존 기체 농도에 따라 단시간에도 원활하게 반응을 진행할 수 있다. 또한 강력한 산화제인 오존을 사용하므로 탄소재료 표면에 효과적으로 산소 작용기를 도입할 수 있으며, 다루기 쉬운 저비용 공정이다. 그래서 오존 기체의 확산을 통하여 반응이 진행되므로 복잡한 형태의 표면을 균일하게 처리할 수 있다는 장점이 있어, 최근에 오존 처리 후에 Cr 흡착 연구[11]와, 활성탄소에 오존 흡착 후 표면화학적 특성에 대한 고찰 등에 연구가 진행되고 있다[27,28].

따라서, 본 연구에서는 방사성 원소인 세습의 흡착 능력을 향상시키고자 활성탄소에 오존 처리를 진행하여 산소 작용기를 도입하는 연구를 시도하였다. 오존 처리 시간에 따른 활성탄소의 표면 화학적 특성 및 기공 특성 변화를 분석하였으며, 이러한 변화가 활성탄소의 세습 이온 흡착 특성에 미치는 영향을 고찰하였다.

2. 실험

2.1. 시약 및 재료

본 연구에서는 활성탄소의 세습 흡착 특성을 분석하기 위하여 폐놀계 활성탄소 MSP-20X (Kansai Coke & Chemicals Co., Ltd, Japan)를 사용하였다. 오존 처리 시에는 O₂ 가스(99.999%)를 이용하였으며, 세습 이온 흡착 실험에는 cesium chloride (Sigma-Aldrich, purity 99%,

USA)를 이용하여 2 ppm의 모의 용액을 제조하였다.

2.2. 활성탄소의 오존 처리 및 흡착 실험

본 실험에서 활성탄소에 대한 오존 처리는 오존발생기(LAB-1, Ozonetech Co., Korea)를 이용하여 진행하였다. 오존발생기 내부 반응기에 활성탄소 1.0 g을 넣고 10 min 동안 산소를 1 L/min으로 공급하여 산소 분위기로 만들었다. 이 유속에서 오존 농도는 50000 ppm이었으며 1, 3, 5, 7 min의 반응 시간 동안 오존 처리를 수행하였다. 이때 미처리된 활성탄소는 Raw, 오존 처리된 활성탄소는 반응 시간에 따라 O₃-1, O₃-3, O₃-5, 및 O₃-7로 각각 명명하였다. 흡착 실험은 2 ppm의 세습 모의 용액을 제조하여 상온에서 수행하였다. 세습 모의 용액 100 mL에 흡착제 0.5 g을 투입하였으며 170 rpm의 속도로 교반하여 흡착 실험을 진행하였다.

2.3. 오존 처리된 활성탄소의 특성 분석 및 세습 흡착 성능 평가

미처리 및 오존 처리된 활성탄소의 표면 작용기 특성과 결합 구조의 변화를 파악하기 위하여 장방출 주사전자현미경(FE-SEM, SU7000, HITACHI, Japan) 및 에너지 분산 X선 분광법(EDS, Ultim Max65, OXFORD, UK), X선 광전자 분광기(XPS, K-alpha+, Thermo Scientific, USA)를 사용하였다. 오존 처리된 활성탄소의 기공 특성 변화를 파악하기 위하여 물리 흡착 분석기(3-Flex, Micromeritics Ins. Corp., USA) 장비를 통하여 77 K 질소 흡탈착법을 진행하였다. 비표면적은 Brunauer-Emmett-Teller (BET), 기공분포도는 density-functional theory (DFT) 식을 이용하여 계산하였다. 또한, 흡착 실험 전후 용액의 잔존 세습 이온 농도는 유도결합 플라즈마 질량분석기(ICP-MS, NexION 2000, Pekin-Elmer co., USA)를 통하여 확인하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 오존 처리된 활성탄소의 표면 화학적 특성

미처리 및 오존 처리된 활성탄소의 표면 형상 변화를 알아보기 위하여 FE-SEM 분석을 수행하였으며 그 결과를 Figure 1에 나타내었다. 이때 오존 처리 및 미처리된 활성탄소 시료는 비교적 거친 표면을 갖는 납작한 조각 형태로 본 조건에서 모든 시료가 유사한 겉모습을 보였다. 따라서 오존 표면처리는 활성탄소 입자의 크기 및 형상에 큰 변화를 야기하지 않는 것으로 사료된다. 그러나 EDS 분석 결과, 오존 처리된 시료는 미처리 시료에 비하여 활성탄소 표면의 산소 함량이 부분적으로 증가하였다. 따라서 오존 처리를 통하여 활성탄소 표면에 산소 작용기가 도입된 것으로 판단된다.

한편, XPS 분석을 통하여 오존 처리된 활성탄소의 표면 화학적 특성 변화를 조사하였으며, Table 1에 미처리 및 오존 처리된 시료의 원자 함량 분율을 나타내었다. 오존 처리된 O₃-1, O₃-3, O₃-5 및 O₃-7의 표면 산소 함량은 각각 9.92, 10.36, 12.45 및 12.76 at%로 미처리 시료의 함량인 7.28 at%에 비하여 크게 증가하였다. 이때 오존 처리 시간이 증가함에 따라 산소 원자 함량이 점차 늘어났으며, 그중 O₃-5와 O₃-7의 샘플에 대한 산소 원자 함량은 유사한 수치를 보여 그 증가분이 미미하였다. 이러한 산소 작용기 함량의 증가는 불안정한 상태인 오존 기체가 라디칼로 변하고, 반응성이 뛰어난 라디칼이 탄소 표면과 반응하여 결과적으로 산소 작용기가 도입되었기 때문으로 사료된다[29]. 또한 오존 처리 5 min 이후에 어느 정도 표면 반응자리가 채워지면 더 이상 반응이 크게 증가하지는 않는 것으로 판단된다. 이는 앞선 EDS 분석 내용과 일치하는 결과이다. 오존 처리 시 활성탄소 표

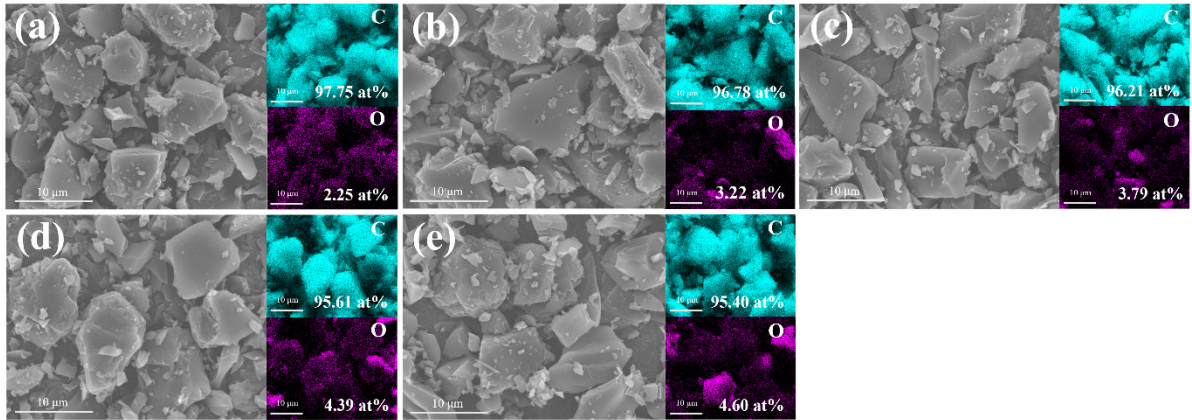


Figure 1. SEM images and EDS analysis of (a) Raw, (b) O₃-1, (c) O₃-3, (d) O₃-5, and (e) O₃-7.

Table 1. Atomic Percentage of Carbon and Oxygen on the Surface of the Ozone Treated ACs

Samples	Elemental content (at%)	
	C	O
Raw	92.7	7.3
O ₃ -1	90.1	9.9
O ₃ -3	89.6	10.4
O ₃ -5	87.6	12.5
O ₃ -7	87.2	12.8

면에 산소 작용기가 도입되는 과정은 다음과 같이 알려져 있다. 활성탄소의 C-H 결합이 오존과 반응하여 O-H 결합을 형성함으로써 C=C 결합이 일어나거나 삼산화 수소 중간체가 생성된 후 과산화물과 산소 라디칼을 형성하고 해당 화합물로 인하여 COOH, C=O 등의 작용기가 만들어질 수 있다[27,30].

한편 O₃-7과 O₃-5은 유사한 산소 함량을 보였으며, 이러한 현상은 오존 처리 이후 활성탄소 표면의 산소 작용기 증가에 의한 것으로 사료된다. 활성탄소에 도입된 산소 작용기는 탄소 기저면의 π 전자 비편재화를 감소시키며 이로 인하여 오존의 반응성이 낮아지는 것으로 알려져 있다[31]. 오존 처리된 활성탄소의 O1s 스펙트럼 피크를 세부 피크로 분할하여 활성탄소 표면에 존재하는 결합 구조와 그 비율을 Figure 2와 Table 2에 나타내었다. 활성탄소 표면에 C-O-C/C-OH, C=O 및 -C-O 결합이 존재함을 확인하였으며, 이때 각 결합 구조가 차지하는 전체적인 비율은 비슷하였다. 산소 플라즈마 처리에 의한 선행 연구에 따르면 활성탄소 표면에 도입된 C-O-C와 O=C-O 등의 산소 작용기가 많을 때 세습 이온 제거 효율이 증가한다고 알려져 있다 [7]. 따라서, 오존처리가 된 본 시료들의 높은 표면 산소 작용기 함량은 수계에서 세습 이온을 흡착하는 것에 유리하게 작용할 것으로 사료된다.

3.2. 오존 처리된 활성탄소의 기공 특성

오존 처리된 활성탄소의 기공 특성을 Figure 3과 Table 3에 나타내었다. Figure 3(a)에서, 모든 시료의 흡착 등온선이 낮은 상대압력에서 급격히 증가 후 높은 상대압력에서 흡착량이 크게 증가하지 않았으며, 이는 International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) 흡착

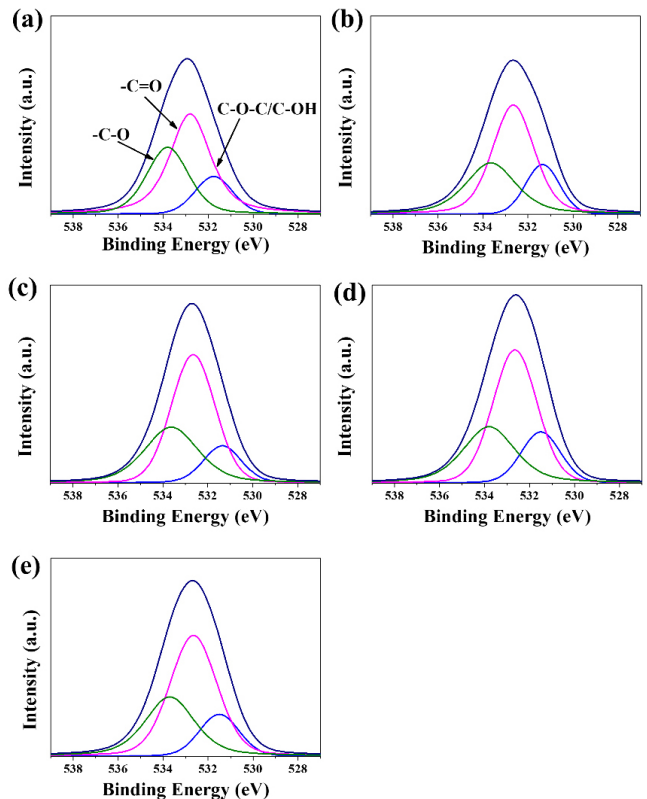


Figure 2. O1s deconvolution of untreated and ozone treated ACs (a) Raw, (b) O₃-1, (c) O₃-3, (d) O₃-5, and (e) O₃-7.

Table 2. O1s Peak Parameters of the Ozone Treated ACs

Samples	Oxygen species ratio (at%)		
	C-O-C/C-OH	-C=O	-C-O
Raw	15.4	52.6	32.0
O ₃ -1	15.9	52.4	31.7
O ₃ -3	15.7	52.5	31.8
O ₃ -5	16.2	52.3	31.5
O ₃ -7	16.1	52.0	31.9

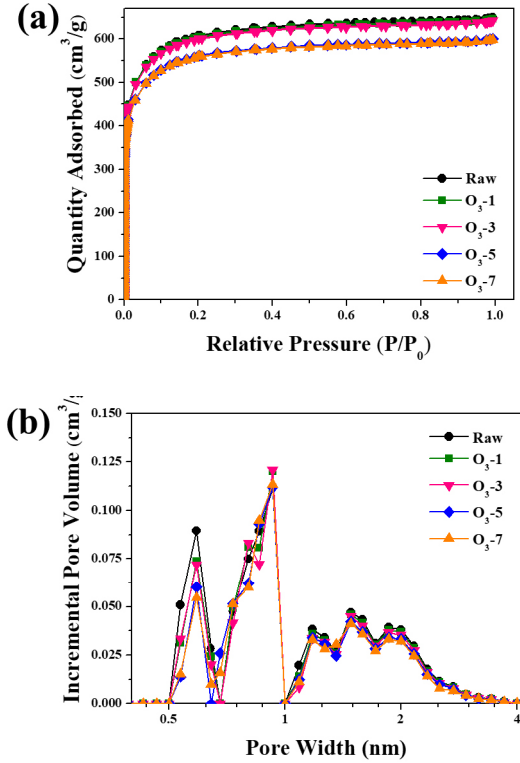


Figure 3. (a) Nitrogen adsorption isotherms and (b) pore size distribution of the untreated and ozone treated ACs.

Table 3. Pore Characteristics of the Untreated and Ozone Treated ACs

Samples	Specific surface area (m ² /g)	Micropore volume (cm ³ /g)	Mesopore volume (cm ³ /g)	Total pore volume (cm ³ /g)
Raw	2,243	0.88	0.12	1.00
O ₃ -1	2,235	0.87	0.12	0.99
O ₃ -3	2,230	0.87	0.12	0.99
O ₃ -5	2,084	0.75	0.11	0.86
O ₃ -7	2,081	0.75	0.10	0.85

등온선 유형 중 Type-1의 형태를 의미한다. 따라서 오존 반응 이후에도 활성탄소의 다공성 형태가 크게 파괴되지 않고 유지되며, 미세기공 구조가 지배적임을 확인할 수 있다. Figure 3(b)에 오존 처리된 활성탄소의 기공 크기 분포를 나타내었다. 이때 직경 0.7 nm 미만 크기의 초미세기공은 오존 처리 시간이 길어질수록 감소하였으며, 기존의 시료보다 오존 처리된 시료에서 직경 1 nm 이상의 기공 양이 더 적었다. Table 3에서, 오존 처리 시간이 증가함에 따라 활성탄소의 비표면적이 2243에서 2081 m²/g까지 감소하였다. 또한 미세기공 부피는 0.88에서 최대 0.75 cm³/g까지, 중간기공 부피는 0.12에서 0.10 cm³/g까지 감소하였다. 본 결과는 산소 플라즈마 처리에 의한 활성탄소의 비표면적 변화가 미미한 선행기술의 결과와는 매우 다른 결과를 보여주고 있다[7]. 이러한 현상은 앞서 기술한 바와 같이, 오존 기체에 의한 산소 라디칼의 높은 반응성 때문으로 사료된다. 산소 라디칼로 인하여 탄소 골격이 붕괴 및 가스화되어 활성탄소 내 기공이 식각되고, 결과적으로 비표면적 및 기공 부피가 감소되는 것으로 판단된다

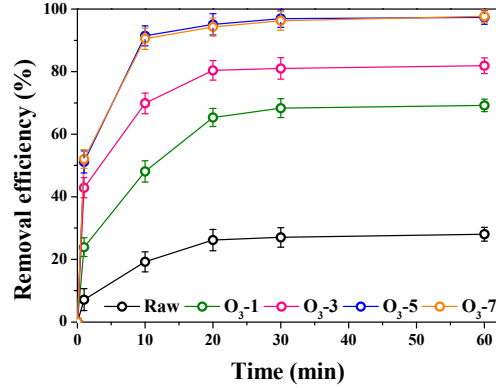


Figure 4. Cs removal efficiency of untreated and ozone treated ACs at 298 K.

[29-35]. 이때 O₃-5와 O₃-7의 기공 특성은 서로 유사하였다. 이것은 오존 처리 시간이 증가함에 따라 활성탄소의 활성 사이트가 줄어들어 오존 기체가 라디칼로 변환 및 반응하는 양이 감소하였기 때문으로 판단된다[36].

3.3. 오존 처리된 활성탄소의 세습 흡착 특성

미처리 및 오존 처리된 활성탄소의 시간에 따른 세습 제거율을 Figure 4에 나타내었으며, 세습 제거율은 다음 식을 사용하여 계산하였다.

$$\frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100(\%) \tag{1}$$

이때, C₀는 흡착 전 세습 이온의 초기 농도, C_e는 흡착 이후 세습 이온의 농도이다.

한편 오존 처리 이후의 모든 활성탄소는 미처리 활성탄소의 세습 이온 제거율 28.0%보다 향상된 세습 흡착 능력을 보였다. 이는 오존 처리 이후 활성탄소의 비표면적이 감소하였으나, 표면의 산소 함량 증가로 인하여 흡착제와 세습 양이온의 화학적 결합이 원활히 이루어졌기 때문으로 사료된다[34]. 특히 O₃-5와 O₃-7는 각각 97.3와 97.6%의 높은 세습 제거율을 나타내며 서로 유사한 수치를 보였다. 이러한 현상은 오존 처리 이후 O₃-5와 O₃-7의 산소 작용기 함량과 비표면적 및 기공 부피 수치가 서로 유사하기 때문으로 사료된다. 활성탄소 표면에 도입된 산소 작용기는 산소의 높은 전기음성도에 의해 양전하 원소를 끌어당겨 결합이 촉진되는데, 특히 수계에서 양이온으로 존재하는 세습은 음전하를 띠는 산소 원소와 정전기적 상호작용을 이루기에 산소 작용기 도입 시 흡착능이 향상된다[37,38]. 본 실험 내용과 기존에 알려진 오존 표면처리 반응 메커니즘을 바탕으로, Figure 5에 오존 처리된 활성탄소의 산소 작용기와 세습 이온의 정전기적 인력에 의한 흡착 메커니즘을 제시하였다.

4. 결 론

본 연구에서는 활성탄소를 오존 처리하여 표면에 산소 작용기를 도입하고, 산소 작용기와 세습의 화학적 결합 능력을 통하여 활성탄소의 세습 흡착능을 향상시키고자 하였다. 오존 처리된 활성탄소는 미처리 활성탄소에 비하여 향상된 세습 이온 흡착 능력을 나타내었다.

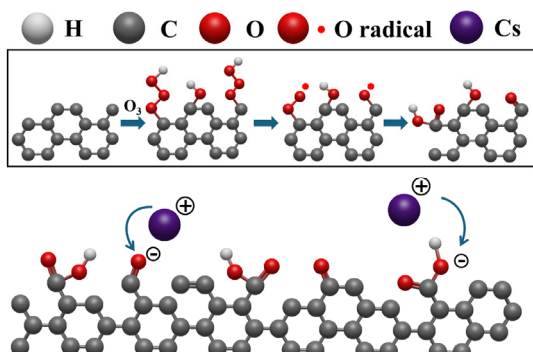


Figure 5. Cesium ion adsorption mechanism of oxygen functional groups on AC.

이것은 오존 처리 이후 비표면적이 감소하였으나, 활성탄소 표면에 도입되는 산소 작용기 양이 증가하여 산소 작용기와 세슘 간의 향상된 정전기적 상호작용이 흡착에 긍정적인 영향을 미친 것으로 판단된다. 특히 O₃-7이 97.6%의 가장 높은 세슘 이온 제거 능력을 보였으며, 이는 표면 산소 함량이 12.8%의 가장 높은 수치를 보였기 때문으로 사료된다. 한편, O₃-5는 O₃-7와 유사한 세슘 제거율을 보였으며, 이는 오존 기체와 활성탄소의 반응 특성으로 인하여 서로 비슷한 표면 화학 및 기공 구조를 나타냈기 때문으로 사료된다. 즉, 오존 처리된 활성탄소의 세슘 흡착 성능은 활성탄소의 비표면적 및 기공 구조도 중요하지만 표면에 도입된 산소 작용기 양이 주된 영향을 미치는 것으로 판단된다.

감 사

본 연구는 한국산업기술평가관리원의 전략핵심소재차립화기술개발사업(산업폐수 처리용 석유계 잔사유 기반 다공성 흡착소재 개발: 20012763)의 지원에 의하여 수행하였으며 이에 감사드립니다.

References

- G. Jeong, B. Son, C. Ahn, S. Lee, J. Ahn, B. Kim, and D. Chung, Study on removal of cesium in water treatment system, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **38**, 8-13 (2016).
- S. Q. Chen, J. Y. Hu, S. J. Han, Y. F. Guo, N. Belzile, and T. L. Deng, A review on emerging composite materials for cesium adsorption and environmental remediation on the latest decade, *Sep. Purif. Technol.*, **251**, 117340 (2020).
- J. Wu, B. Li, J. Liao, Y. Feng, D. Zhang, J. Zhao, W. Wen, Y. Yang, and N. Liu, Behavior and analysis of Cesium adsorption on montmorillonite mineral, *J. Environ. Radioact.*, **100**, 914-920 (2009).
- H. Mukai, A. Hirose, S. Motai, R. Kikuchi, K. Tanoi, T. M. Nakanishi, T. Yaita, and T. Kogure, Cesium adsorption/desorption behavior of clay minerals considering actual contamination conditions in Fukushima, *Sci. Rep.*, **6**, 21543 (2016).
- R. Yavari, Y. D. Huang, and S. J. Ahmadi, Adsorption of cesium (I) from aqueous solution using oxidized multiwall carbon nanotubes, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **287**, 393-401 (2011).
- J. Ahn and M. Lee, Sorption efficiency of the bamboo charcoal to remove the cesium in the contaminated water system, *Econ. Environ. Geol.*, **51**, 87-97 (2018).

- S. Ha, C. H. Kwak, C. Lim, S. Kim, and Y. S. Lee, Cesium ions adsorption of activated carbon treated by oxygen plasma, *Appl. Chem. Eng.*, **33**, 38-43 (2022).
- J. G. Kim, M. Kim, R. Malsawmdawngzela, C. S. An, and S. M. Lee, Adsorption removal of cesium from aqueous solution using activated bentonite, *KSWST J. Water Treat.*, **27**, 77-87 (2019).
- C. H. Kwak, C. Lim, S. Kim, and Y. S. Lee, Surface modification of carbon materials and its application as adsorbents, *J. Ind. Eng. Chem.*, **116**, 21-31 (2022).
- S. G. Jeong, S. Ha, and Y. S. Lee, Manufacturing and application of activated carbon and carbon molecular sieves in gas adsorption and separation processes, *Appl. Chem. Eng.*, **33**, 488-495 (2022).
- S. J. Park and B. J. Kim, Influence of ozone treatment on Cr(VI) adsorption of activated carbon, *Korean Chem. Eng. Res.*, **44**, 644-649 (2006).
- Q. Zhang, X. C. Ma, C. He, Q. L. Chen, and B. J. Zhang, Experiment and molecular simulation for liquid phase adsorption of triethylenetetramine on activated carbon: Equilibrium, kinetics, thermodynamics and molecular behavior, *Carbon Lett.*, **33**, 1977-1991 (2023).
- X. Lin, W. Zeng, Y. Chen, T. Su, Q. Zhong, L. Gong, and Y. Liu, UiO-66-derived porous-carbon adsorbents: Synthesis, characterization and tetracycline adsorption performance, *Carbon Lett.*, **32**, 875-884 (2022).
- X. M. Vu, T. M. H. Le, V. C. Bui, T. D. Nguyen, D. D. Hrynshpan, V. T. Le, D. L. Tran, T. P. L. Nguyen, and T. L. Pham, A promising composite adsorbent of activated carbon and natural alginate for Cu(II) ion removal from aqueous solutions, *Carbon Lett.*, Doi:10.1007/s42823-023-00598-w.
- S. H. Kim, M. J. Kim, E. J. Song, and Y. S. Lee, Effects of oxygen functional groups introduced onto activated carbon fibers on gas sensing property of chemical warfare agent, *Appl. Chem. Eng.*, **30**, 719-725 (2019).
- C. Lim, S. G. Jeong, S. Ha, N. Ha, S. Myeong, and Y. S. Lee, Unique CO₂ adsorption of pine needle biochar-based activated carbons by induction of functionality transition, *J. Ind. Eng. Chem.*, **124**, 201-210 (2023).
- S. Kim, C. Lim, C. H. Kwak, D. Kim, S. Ha, and Y. S. Lee, Hydrophobic melamine sponge prepared by direct fluorination for efficient separation of emulsions, *J. Ind. Eng. Chem.*, **118**, 259-267 (2023).
- R. Lee, C. Lim, H. Lee, S. Kim, and Y. S. Lee, Visible light photocatalytic activity of TiO₂ with carbon-fluorine heteroatoms simultaneously introduced by CF₄ plasma, *Korean J. Chem. Eng.*, **39**, 3334-3342 (2022).
- C. Lim, H. R. An, S. Ha, S. Myeong, C. G. Min, H. J. Chung, B. Son, C. Y. Kim, J. I. Park, H. Kim, H. U. Lee, and Y. S. Lee, Highly visible-light-responsive nanoporous nitrogen-doped TiO₂ (N-TiO₂) photocatalysts produced by underwater plasma technology for environmental and biomedical applications, *Appl. Surf. Sci.*, **638**, 158123 (2023).
- S. Myeong, C. Lim, S. Kim, and Y. S. Lee, High-efficiency oil/water separation of hydrophobic stainless steel mesh filter through carbon and fluorine surface treatment, *Korean J. Chem. Eng.*, **40**, 1418-1424 (2023).
- C. Lim, C. H. Kwak, S. G. Jeong, D. Kim, and Y. S. Lee, Enhanced CO₂ adsorption of activated carbon with simultaneous surface etching and functionalization by nitrogen plasma treatment,

- Carbon Lett.*, **33**, 139-145 (2023).
22. S. Ha, S. G. Jeong, S. Myeong, C. Lim, and Y. S. Lee, High-performance CO₂ adsorption of jellyfish-based activated carbon with many micropores and various heteroatoms, *J. CO₂ Util.*, **76**, 102589 (2023).
 23. C. Lim, S. Ha, S. Myeong, N. Ha, C. G. Min, and Y. S. Lee, Production of needle cokes via mild condition co-pyrolysis of FCC-DO and PFPE, *Fuel*, **360**, 130622 (2024).
 24. S. Ha, C. Lim, C. G. Min, S. Myeong, N. Ha, and Y. S. Lee, Improved energy and power density of a Li/CFX primary battery through control of the C-F bonds with thermobaric modifications, *J. Ind. Eng. Chem.*, Doi.10.1016/j.jiec.2023.12.029.
 25. S. Khandaker, T. Kuba, S. Kamida, and Y. Uchikawa, Adsorption of cesium from aqueous solution by raw and concentrated nitric acid-modified bamboo charcoal, *Appl. Surf. Sci.*, **590**, 153101 (2022).
 26. R. Yavari, Y. D. Huang, and S. J. Ahmadi, Adsorption of cesium (I) from aqueous solution using oxidized multiwall carbon nanotubes, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **287**, 393-401 (2011).
 27. J. H. Kim, S. Kim, G. B. Lee, H. Kim, and B. U. Hong, Characterization of gas production and development of specific surface areas during the chemical activation on activated carbons treated with ozone, *J. Energy Clim. Chang.*, **14**, 113-124 (2019).
 28. J. Jaramillo, P. M. Álvarez, and V. Gómez-Serrano, Preparation and ozone-surface modification of activated carbon. Thermal stability of oxygen surface groups, *Appl. Surf. Sci.*, **256**, 5232-5236 (2010).
 29. J. Rivera-Utrilla, M. Sánchez-Polo, V. Gómez-Serrano, P. M. Alvarez, M. C. M. Alvim-Ferraz, and J. M. Dias, Activated carbon modifications to enhance its water treatment applications. An overview, *J. Hazard. Mater.*, **187**, 1-23 (2011).
 30. H. L. Chiang, C. P. Huang, and P. C. Chiang, The surface characteristics of activated carbon as affected by ozone and alkaline treatment, *Chemosphere*, **47**, 257-265 (2023).
 31. H. Valdés and C. A. Zaror, Ozonation of benzothiazole saturated-activated carbons: Influence of carbon chemical surface properties, *J. Hazard. Mater.*, **137**, 1042-1048 (2006).
 32. J. H. Jang, G. B. Han, and H. Kim, Effect of pre-treatment by ozone on chemical surface modification of activated carbon fiber, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **35**, 415-421 (2013).
 33. C. Y. Yin, M. K. Aroua, and W. M. A.W. Daud, Review of modifications of activated carbon for enhancing contaminant uptakes from aqueous solutions, *Sep. Purif. Technol.*, **52**, 403-415 (2007).
 34. H. Valdés, M. Sánchez-Polo, J. Rivera-Utrilla, and C. A. Zaror, Effect of ozone treatment on surface properties of activated carbon, *Langmuir*, **18**, 2111-2116 (2002).
 35. G. Lota, P. Krawczyk, K. Lota, A. Sierczyńska, Ł. Kolanowski, M. Baraniak, and T. Buchwald, The application of activated carbon modified by ozone treatment for energy storage, *J. Solid State Electrochem.*, **20**, 2857-2864 (2016).
 36. M. Sánchez-Polo, U. von Gunten, and J. Rivera-Utrilla, Efficiency of activated carbon to transform ozone into radical dotOH radicals: Influence of operational parameters, *Water Res.*, **39**, 3189-3198 (2005).
 37. C. Lim, H. An, H. Lee, R. Lee, Y. Choi, J. I. Park, J. Yoon, H. U. Lee, and Y. S. Lee, Carbon-titanium dioxide heterogeneous (photo)catalysts (C-TiO₂) for highly efficient visible light photocatalytic application, *Compos. B Eng.*, **241**, 109997 (2022).
 38. H. Long, P. Wu, and N. Zhu, Evaluation of Cs⁺ removal from aqueous solution by adsorption on ethylamine-modified montmorillonite, *Chem. Eng. J.*, **225**, 237-244 (2013).

Authors

Eunseon Chae; Undergraduate Student, Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 34134, Republic of Korea; spirea822@o.cnu.ac.kr
 Chung Gi Min; B.Sc., Master Course, Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 34134, Korea; 201702442@o.cnu.ac.kr
 Chaehun Lim; M.Sc., Ph.D. Course, Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 34134, Republic of Korea; 201502629@o.cnu.ac.kr
 Young-Seak Lee; Ph.D., Professor, Department of Chemical Engineering and Applied Chemistry, Chungnam National University, Daejeon 34134, Korea; youngslee@cnu.ac.kr