

광촉매공정과 필터를 이용한 흡연부스 공기정화연구

김태영 · 조영태 · 김재용[†]

충북대학교 환경공학과
(2016년 6월 28일 접수, 2016년 7월 4일 심사, 2016년 7월 11일 채택)

Air Purification of Smoking Booth Using Photocatalytic Process and Air Filter

Tae-Young Kim, Yeong-Tae Cho, and Jae-Yong Kim[†]

Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University, Chungcheongbuk-do 28644, Korea
(Received June 28, 2016; Revised July 4, 2016; Accepted July 11, 2016)

초 록

본 연구에서는 CO, HCHO, CH₃CHO, PM10, PM2.5 등의 담배연기 내에 포함된 유해물질들의 농도를 지표로 광촉매와 필터로 구성된 공기정화장치를 부착한 흡연부스 내의 공기질을 평가하였다. 또한 광촉매에서 발생하는 OH 라디칼과 담배연기 내 가스상 유해물질들과의 반응성을 향상시켜 제거효율을 높이기 위해 적외선을 주사하였다. 공기정화장치와 필터를 활용한 흡연부스의 실험 결과, 시스템 가동 전보다 가스상 오염물질은 포름알데히드 포함 최대 85.2% 향상된 제거효율을 나타냈다. 처리 후의 미세먼지는 최대 89.4% 향상된 제거효율을 나타냈다.

Abstract

The current study evaluated the air quality of the smoking booth equipped with the air purification system consisting of photocatalysts and air filters by measuring the concentrations of hazardous substances of tobacco smoke such as CO, HCHO, CH₃CHO, PM10 and PM2.5. To enhance the removal efficiency of hazardous substances, an infrared ray was exposed to improve the reactivity of OH radical generated from the photocatalyst toward environmental tobacco smoke (ETS) gas phase hazardous materials. It was found that the smoking booth with the air purification system improved the removal efficiency of hazardous substances containing formaldehyde by 85.2% compared to that of the smoking booth without any purification systems. In addition, the removal efficiency of the fine dust after treatment was enhanced up to 89.4%.

Keywords: smoking booth, ETS, air quality, air purification, photo catalyst, air filter

1. 서 론

2014년 국민건강증진법에 의해 100 m² 이상의 사업장이 금연구역으로 규정한 이후 2015년 개정됨에 따라 사업장 면적에 관계없이 모든 사업장이 금연구역으로 지정되었다. 이로 인해 흡연 관련 시설을 설치하는 사업장이 늘어나는 추세이다. 흡연실 설치 관련 규정에 따르면 간접흡연을 예방하기 위해 가급적 옥상에 설치하거나 각 시설의 출입구로부터 10 m 이상의 거리에 설치하여야 하며, 부득이한 경우 건물 내에 흡연실을 설치할 수 있다. 그러나 현재 흡연실 설치와 관련된 법규가 체계적으로 이루어지지 않은 상태로, 대부분의 흡연실은 별도의 공기 정화 없이 담배 연기를 환기·배출하고 있다. 흡연실 주변은 환경 담배연기(environmental tobacco smoke, ETS)로 인해 주변 보행자에게 피해를 주고 있다. 또한 제대로 정화나 환기가 되지 않는 흡연실 내부에서 흡연을 하는 흡연자 역시 피해자가 될 수 있다.

ETS는 쉐련, 담배, 시가, 파이프 담배의 끝부분이 탈 때 발생하는 비주류 연기(side-stream smoke, SS)와 흡연자의 폐를 거쳐 발생하는 주류 연기(main-stream smoke, MS)의 혼합물로 정의하고 있으며, ETS의 대부분을 비주류 연기가 차지하고 있다[1]. ETS는 1992년 미국 연방환경청(EPA)에 의해 발암물질로 분류되었다[2]. 또한 ETS는 4,000여 종의 유해 화학물질을 포함하고 있는 것은 물론, 많은 양의 미립자를 포함하고 있어 실내의 미세먼지 농도를 증가시킨다[3].

미립자(fine particle)는 학술 문헌상으로 실내공기 중 이중 모델(bimodel)에 의하여 0.1~0.2 μm 이하의 입자상 물질로 정의하고, 보다 큰 조립자(coarse particle)는 20 μm 이상의 입자상 물질로 정의된다[4]. 최근 환경부나 미래창조과학부에서는 PM 10 (particle matter, aerodynamic equivalent diameter (AED)가 10 μm 이하)을 미세먼지, PM2.5 (particle matter, aerodynamic equivalent diameter (AED)가 2.5 μm 이하)를 초미세먼지로 규정한 바가 있으며, 미세분진이란 단어와 혼용하여 사용하기도 한다[5,6]. 입자상 물질 이외에도 ETS에는 무기 가스류, 금속류, 방사능 오염물질류, 휘발성 유기화합물류, 유기질소 화합물, 케톤류 및 다환방향족 탄화수소류 등의 물질이 포함되어 있으며, 이러한 가스상 물질들은 주로 구강 및 기도 점막에 작용하여 호흡기 장애, 심장 혈관 질환, 궤양, 암 등을 유발한다[7].

[†] Corresponding Author: Chungbuk National University,
Department of Environmental Engineering, Chungcheongbuk-do 28644, Korea
Tel: +82-43-261-2471 e-mail: jykim4@korea.com

ETS는 실내공기질(indoor air quality, IAQ)의 저하에 큰 영향을 미치며 가장 유해한 실내공기 오염원 중 하나로 평가되고 있다[8-11]. 이처럼 유해한 ETS가 정화 및 여과 과정이 없는 흡연시설을 통해 무분별하게 배출되고 있으며, 관리 또한 잘 되지 않기 때문에 기존에 설치된 흡연시설이 유명무실한 상황이다. 개정된 국민건강증진법으로 인해 많은 흡연시설이 설치되는 현시점에서 TiO₂ 광촉매 이용 공기정화장치를 장착한 흡연부스는 주변의 보행자들은 물론 흡연부스를 이용하는 이용자에게도 좋은 환경을 제공해 줄 수 있다.

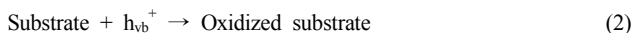
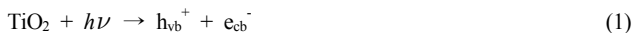
공기 정화 장치에 사용한 TiO₂ 광촉매는 빛을 흡수하여 공유대(Valence Band, VB)로부터 전도대(Conduction Band, CB)로 전자를 이동시키고, 이때 생성된 전자쌍이 경계면으로 이동하여 전자 전이를 일으켜 산화·환원 반응을 진행한다. 광촉매로부터 생성된 OH 라디칼은 인체에는 무해하며 오존(O₃)보다 산화력이 강하다. 또한 정화 장치 내부에 적외선을 주사하면 적외선이 광촉매의 역할을 수행하여 OH 라디칼의 반응성이 높아져 적외선이 없는 경우보다 높은 오염물질 제거효율을 나타낸다[12].

따라서 산업현장 악취 성분들, 즉 무기가스류와 VOC 제거에 우수한 성능을 나타낸 TiO₂ 광촉매 이용 공기 정화를 현재 심각한 문제를 일으키고 있는 흡연부스에 적용하고자 하였으며, 본 연구를 통해 ETS 내 다량 포함된 일산화탄소, 이산화탄소, 포름알데히드, 아세트알데히드, 미세먼지 등의 제거효율을 검토하고자 한다.

2. 이론 및 실험 방법

2.1. 광촉매에 의한 공기정화 이론

TiO₂ 광촉매는 아래의 몇 가지 특성으로 인해 유해물질의 분해에 있어 뛰어난 성능을 입증받아 공기 정화용 광촉매로서 많은 연구가 진행 중이다[13-17]. 첫째, TiO₂가 화학적, 광화학적 안정성이 뛰어난 점, 둘째, 유해물질의 분해반응이 대부분 산화 반응으로 진행되는 점이다. TiO₂는 388 nm 이하의 자외선을 흡수하면 CB (Conduction Band)에 e_{cb}⁻를, VB (Valence Band)에 h_{vb}⁺를 생성시키는데, 이렇게 생성된 h_{vb}⁺는 TiO₂ 표면의 OH기와 반응하여 강력한 산화제인 OH 라디칼을 형성하게 된다. 몇 가지 예외적인 경우를 제외하고는 거의 모든 유기 오염물질들이 OH 라디칼과의 산화 반응에 의해 분해가 된다. TiO₂ 표면에 흡착된 오염물은 OH 라디칼에 의해 산화 분해되는데 OH 라디칼이 생성되는 원리는 반응(1~6)과 같다[18].



본 실험에서는 anatase TiO₂ 광촉매와 254 nm 파장의 자외선램프를 사용하여 반응성을 향상시키고, 오염물질을 분해하는 방식을 활용하였으며, 오염 물질은 대부분 산화 반응을 통해 중간물질로 변하게 된

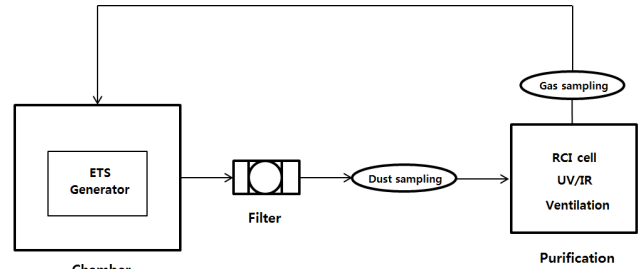
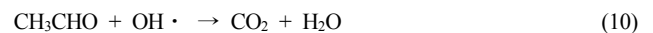


Figure 1. Schematic diagram of the experimental set-up.

다. 오염물질의 산화는 대부분 OH 라디칼에 의해 진행되며, 아래와 같은 반응식(7~11)으로 분해가 된다[19,20]. 또한 아래 유해물질들과의 반응활성도를 높이기 위하여 800~1000 nm의 파장을 지닌 근적외선을 주사하였다.



2.2. 실험 장치 및 방법

본 실험에는 ActivePure Technology사의 US 70728 광촉매셀(RCI (Radiant Catalytic Ionization) Cell)과 에어필터(해파필터, O사 제품)를 장착한 공기정화장치를 사용하였다. ETS가 배출되는 챔버의 크기는 1.0 m × 1.0 m × 1.0 m이며 순환형 구조이다. 실험 장치의 모식도를 Figure 1에 나타내었다. 담배를 연소시키기 위해 Siphon Pump (DP-14)의 흡입구에 담배를 고정시킨 후, 수동으로 펌프를 작동하였다. 1회 실험 시 5개비의 담배를 연소시켜 결과 값을 측정하였다. 본 실험의 측정 항목으로 일산화탄소, 포름알데히드, 아세트알데히드, PM10, PM2.5를 선택하여 제거효율을 평가하였으며, 3회 실시한 측정값의 평균을 결과 값으로 하여 오차를 줄이고자 하였다. 환기장치의 유속은 2.2 m/s로 조절하였으며, 실험 장치 내부 온도는 20 ± 3 °C, 상대습도는 40 ± 5%의 조건 아래서 실험을 진행하였다. 초기 오염물질 측정지점은 담배 5개비를 모두 태운 시점부터 측정을 시작하였으며, 오염물질들은 20 s 간격으로 720 s까지 측정하였다. 가스상 오염물질의 경우 공기정화장치의 가동 유무를 변수로 실험하였으며, 입자상 오염물질인 미세먼지의 경우 필터 장착 가동 유무를 변수로 실험에 임했다. 측정에 사용한 장비로는 MIC METER INDUSTRIAL COMPANY의 portable 포름알데히드 측정 장비, CEM사의 Particle Counter MODEL DT-9880M (미세먼지 (PM2.5, PM10) 측정 장비), TSI사의 IAQ-CALC (Model 7545) 일산화탄소 측정 장비, ALPHALAB INC(미국)의 이온 측정 장비를 사용하였다. 또한 아세트알데히드 측정에 있어서는 Agilent사의 HPLC 1100를 사용하였고, 공정시험법에 의거하여 실험을 진행하였다.

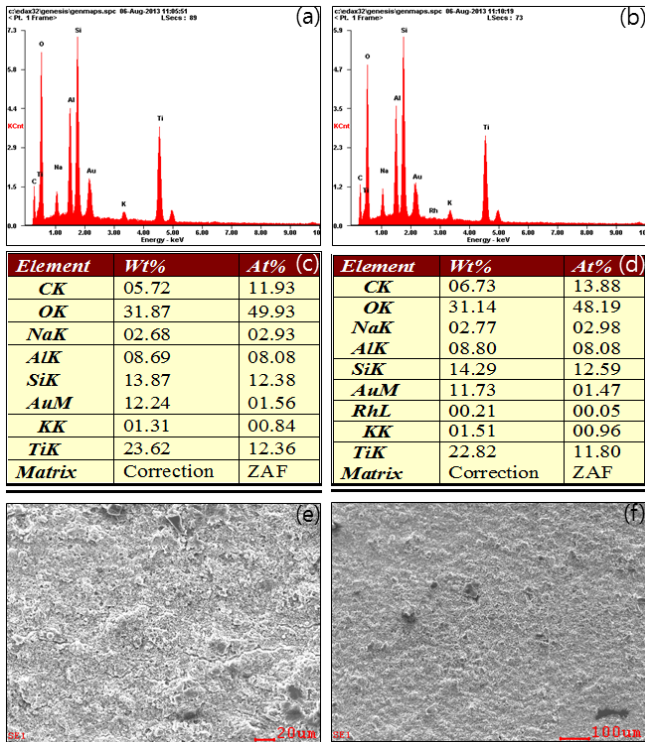


Figure 2. EDS analysis of the photocatalyst used in the air purification.

3. 결과 및 고찰

3.1. 광촉매 Cell 분석

공기 정화에 사용된 광촉매 셀의 구조를 파악하기 위하여 합금 종류와 조성비를 상세히 알아보하고자 아래와 같은 기기분석을 시행하였다.

3.1.1. EDS 분석

EDS (Energy dispersive X-ray spectroscopy)를 사용하여 SEM (주사전자현미경, Scanning Electron Microscopy)과 함께 금속 종류와 조성비를 알아보하고자 하였으며, 그 결과를 Figure 2에 나타내었다. EDS 분석 결과, Ti과 Au, Al, Rh 등이 함유되어 있었으며, 산화물 형태로 형성되어 있다. 금속성분의 무게 비(wt%)는 각각 Ti > Si > Au > Al > Rh 순으로 되어있으며, 원자 비(at%)는 테이블에 나타나 있다. 대부분 oxide 형태로 조성되었으며, 일부 carbon 및 Rh도 포함되어있다. 이 때 나타나는 carbon 성분은 광촉매 지지체의 구성성분으로 판단된다.

3.1.2. XPS 분석

Figure 3의 XPS (X선 광전자분광법, X-ray Photoelectron Spectroscopy) 분석을 통하여 EDS에서 나타난 금속 성분들의 조성을 살펴보았다. X-ray Photoelectron 산란으로 야기되어지는 각 금속성분들의 구조 결합 상태를 Ti, Au, Si, Al, Rh, Cu, C, Na 등의 전자궤도에 따른 전위값(binding energy (eV))으로 모두 표시하였다.

3.1.3. IR 및 SEM 분석

IR 분석을 통하여 광촉매 셀의 지지체가 PET (고분자 플라스틱, Polyethylene Terephthalate) 성분으로 구성되어 있고, 하니콤 형태의 지지체 위에 금속합금이 다공성 형태를 이루면서 이온 방출이 용이한

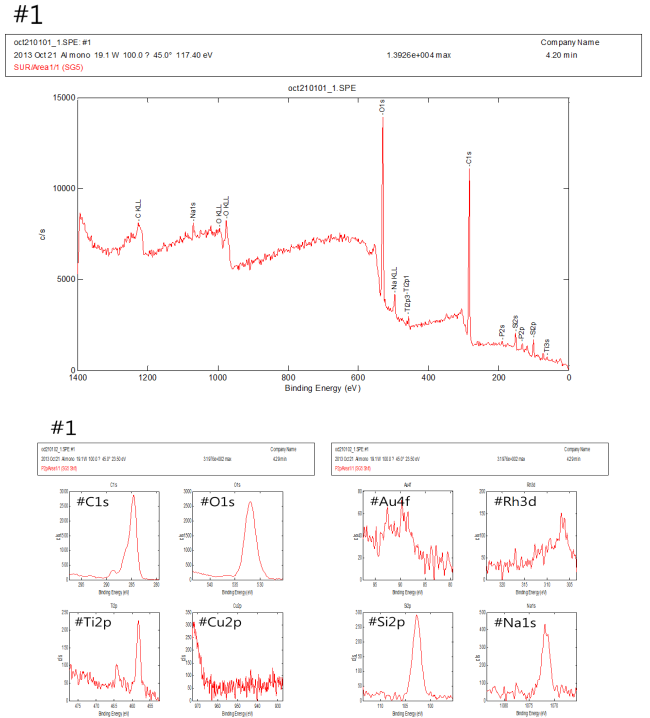


Figure 3. XPS analysis of the photocatalyst used in the air purification.

구조로 되어있음을 50 K 배율의 SEM 사진으로 확인할 수 있었다. 또한 IR과 SEM 사진(0.5, 1, 10, 50 K 배율)의 분석 결과를 Figures 4~5에 각각 표시하였다.

3.2. 흡연 시 발생하는 가스성분 제거

3.1절에서 분석한 광촉매 셀을 부착한 공기정화기를 실험 장치에 적용하고, 흡연 시 배출되는 가스 성분들에 대한 제거효율을 검토하였다.

3.2.1. 일산화탄소

일산화탄소는 무색, 무취의 기체로서 연소 대상 물질이 완전연소를 하지 못하고 불완전연소할 때 발생하는 물질로, 일반적으로 실내에서는 음식 조리 중이나 흡연 시의 ETS로 인해 발생하게 된다. 일산화탄소가 체내로 유입되면 적혈구 내 산소 운반체인 헤모글로빈과 배위결합이 이루어진다. 일반적으로 일산화탄소와 헤모글로빈의 결합력은 산소와 헤모글로빈의 결합력보다 240배 정도 강하다. 일산화탄소-헤모글로빈이 형성되면 체내의 산소 운반 능력이 급격하게 떨어져, 호흡관을 야기하거나 중독 증상을 일으키게 된다. 광촉매를 이용하여 일산화탄소를 제거할 때, 순수 TiO₂의 경우 일산화탄소가 제거되지 않는다. 따라서 효율 증대를 위해 Metal을 담지한 광촉매를 사용한다. Metal을 담지 할 경우 일산화탄소를 산화시키는 활성 산소종이 금속 표면에서 생성되기 때문이다[21]. 흡연부스 내 일산화탄소의 측정 결과를 Figure 6에 나타내었다. 공기정화기를 가동시켰을 경우 실험장치 내 일산화탄소 초기 농도는 177.8 ppm, 일산화탄소가 완전히 제거되기까지 걸리는 시간은 1860 s로 측정되었다. 공기정화기를 가동하지 않았을 경우 일산화탄소 초기 농도는 184.3 ppm으로 측정되었다. 비교를 위해 720 s 후의 농도는 공기정화기를 가동했을 경우 일산화탄

Photo Catalytic Cell No. 2 - IR

- 1. Polyethylene Terephthalate (91%)
- 2. Polyester (90%)

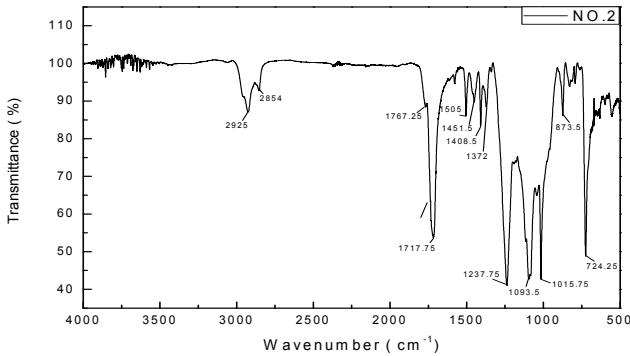


Figure 4. IR analysis of the photocatalyst used in the air purification.

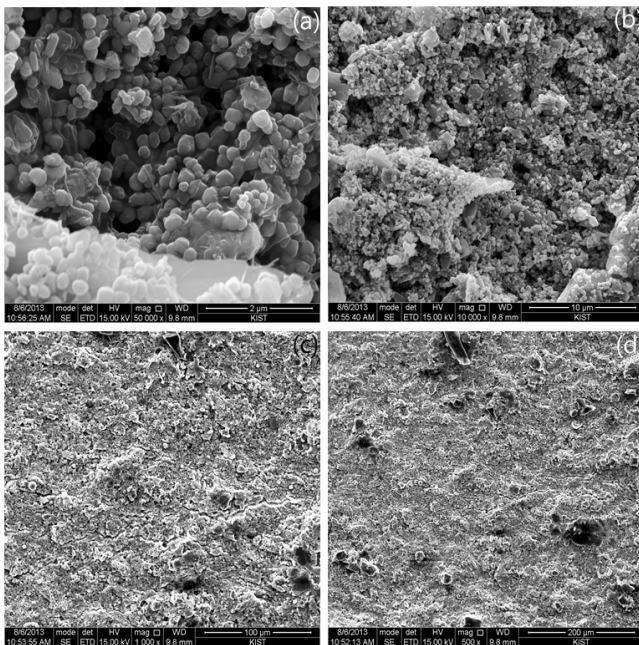


Figure 5. SEM analysis of the photocatalyst used in the air purification.

소 농도는 31.3 ppm, 공기정화기를 가동하지 않은 밀폐된 상태에서는 184.0 ppm으로 제거효율은 각각 82.4%와 0.16%로 공기정화기의 일산화탄소 제거 성능이 자정능력으로 인한 일산화탄소 제거 성능보다 약 515배 높은 것을 확인할 수 있었다.

3.2.2. 포름알데히드

포름알데히드는 실내의 벽, 가구 등에서 주로 배출되며 인체에 대한 독성이 매우 강하며 1급 발암물질로 규정되어있다. 30 ppm 농도에서 1 min간 노출되면 기억력 상실, 청신집중 곤란 등의 증상이 나타난다. TiO₂/UV를 이용한 포름알데히드의 분해에 대해 여러 연구가 진행되었다[22,23]. 포름알데히드의 시간에 따른 농도 변화 측정값을 Figure 7에 나타내었다. 포름알데히드의 경우 일산화탄소나 이산화탄소에 비해 소량이 발생하며, 가장 빠른 시간 내에 포름알데히드 배출 허용 기준인 5 ppm 아래로 낮아지는 경향을 보였다. 공기정화기를 가

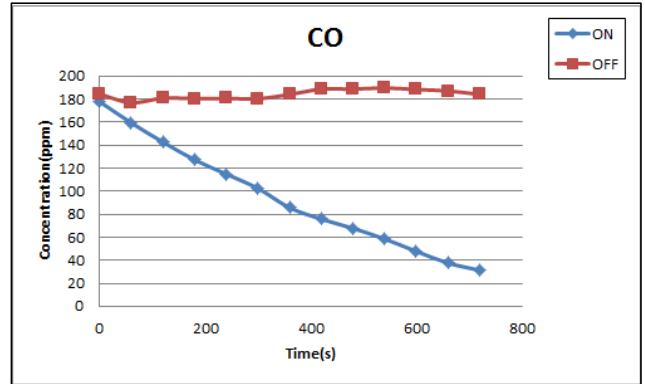


Figure 6. CO removal by photocatalytic process.

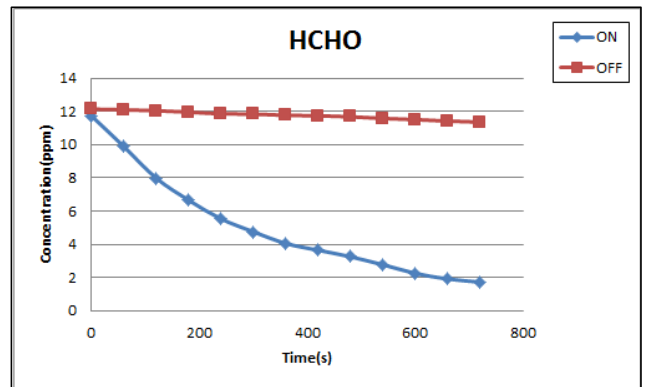


Figure 7. HCHO removal by photocatalytic process.

동했을 경우 실험장치 내 포름알데히드 초기 농도는 11.72 ppm, 포름알데히드가 완전히 제거되기까지 걸리는 시간은 1580 s로 측정되었다. 공기정화기를 가동하지 않았을 경우 포름알데히드 초기 농도는 12.14 ppm으로 측정되었다. 비교를 위해 720 s 후의 농도는 공기정화기를 가동했을 경우 1.73 ppm, 공기정화기를 가동하지 않았을 경우 11.36 ppm으로 제거효율은 각각 85.2, 6.4%이다. 공기정화기를 가동했을 경우 가동하지 않았을 때보다 약 13.3배 포름알데히드 제거 성능이 우수하다.

3.2.3. 아세트알데히드

아세트알데히드는 2급 발암물질로 아세트알데히드에 노출되면 눈, 피부, 호흡기에 자극을 주어 각종 질병을 유발한다. 또한 지속적으로 노출 시 혈압이 상승하며 호흡수가 줄어들게 된다. 자외선 조사에 의한 광촉매 반응으로부터 아세트알데히드 분자의 분해는 촉매 반응기 구조에 따라 다양한 연구가 진행되어 높은 수준의 효율이 보고되고 있다[24]. 아세트알데히드의 측정값을 Figure 8에 나타내었다. 공기정화기를 가동할 경우 아세트알데히드의 초기 농도는 7.602 ppm으로 측정되었다. 공기정화기를 가동하지 않을 경우 초기 농도는 4.452 ppm으로 측정되었고, 최고 농도는 5.698 ppm이다. 720 s 후의 아세트알데히드 제거효율은 각각 81.1, 16.5%를 확인할 수 있다.

3.3. 흡연 시 발생하는 미세분진 제거

흡연 시 실험장치 내에서의 ETS에서 발생하는 미세분진(PM10)과 초미세분진(PM2.5)의 제거 특성을 검토하였다. 2.2에서 언급한 바와 같이 필터가동 유무에 따른 미세분진 제거효율을 측정하였다.

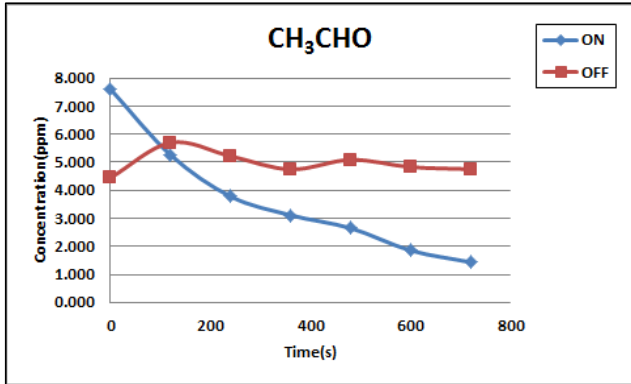


Figure 8. CH₃CHO removal by photocatalytic process.

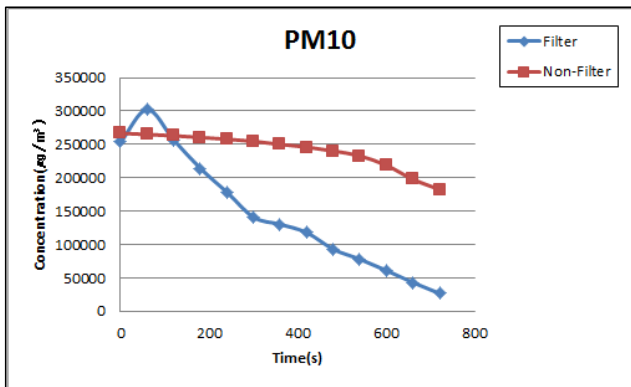


Figure 9. PM₁₀ removal by air filter.

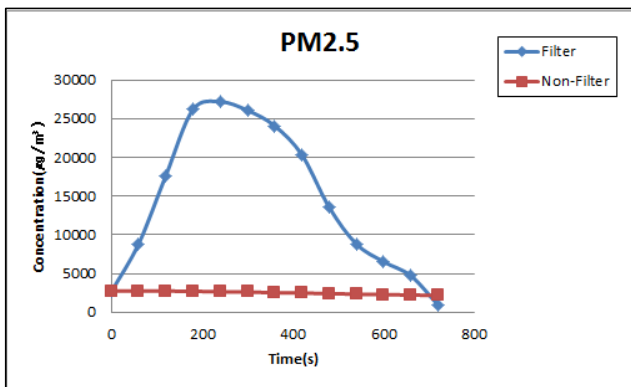


Figure 10. PM_{2.5} removal by air filter.

3.3.1. PM₁₀ 제거특성

PM₁₀의 시간에 따른 농도 변화 측정 결과를 Figure 9에 나타내었다. 필터를 장착할 경우 PM₁₀의 초기 농도는 253660 µg/m³, 최고 농도는 100 s 경과 후인 302386 µg/m³로 측정되었다. 가스상 물질의 측정 결과와 달리 PM₁₀은 측정 초반에 농도 값이 증가하는 추세를 나타냈는데 이는 공기정화기를 가동할 경우 3.2 m/s의 유속으로 순환이 이루어지므로 미세먼지의 비산으로 인한 결과로 사료된다. 필터를 장착하지 않을 경우 PM₁₀의 초기 농도는 266850 µg/m³로 측정되었다. 720 s 후의 농도는 필터를 장착할 경우와 장착하지 않을 경우 각각 26846, 182639 µg/m³로 PM₁₀ 제거효율은 초기 농도 대비 각각 89.4, 31.6%이다. 제거성능은 2.83배의 차이를 확인하였다.

3.3.2. PM_{2.5} 제거특성

PM_{2.5}의 시간에 따른 농도 변화 측정 결과를 Figure 10에 나타내었다. 필터를 장착할 경우 PM_{2.5}의 초기 농도는 2680 µg/m³이고, 최고 농도는 220 s 경과 후인 27273 µg/m³이다. PM_{2.5} 역시 PM₁₀과 같이 미세먼지의 비산에 의해 측정 초반에 농도 값이 증가하는 결과를 나타내었다. 필터를 장착하지 않을 경우 초기 농도는 2774 µg/m³로 측정되었고 공기정화기를 가동하지 않아 미세먼지의 농도 증가는 관측되지 않았다. 720 s 경과 후 필터를 장착할 경우와 필터를 장착하지 않은 경우 농도는 각각 957, 2175 µg/m³이며, 제거효율은 64.3, 21.6%로 약 2.98배 PM_{2.5} 제거 성능이 차이가 나는 것을 확인할 수 있다.

4. 결 론

광촉매 공기정화기와 에어필터를 활용한 흡연부스에 담배연기를 발생시켜 공기 질 특성을 조사한 결과, 가스제거효율과 미세분진 제거효율에 대한 다음과 같은 결론을 얻을 수 있었다.

1. 광촉매 셀 EDS 분석 결과 Ti, Au, Al, Rh 등과 같은 다공성 금속 합금으로 구성되어 있으며 무게비(wt%)는 Ti > Si > Au > Al > Rh 순으로 되어있다. IR 분석을 통하여 지지체가 PET 성분으로 구성되어 있음을 확인할 수 있다.
 2. 일산화탄소의 경우 공기정화기에 의한 제거효율은 82.4%로 공기정화기를 가동하지 않았을 때인 0.16% 보다 약 515배 차이로, 광촉매 및 적외선을 이용할 경우 일산화탄소 제거에 효과적이라고 판단된다.
 3. 포름알데히드의 경우 초기 농도는 11.72 ppm으로 측정되었고, 전량 제거되는데 걸리는 시간은 1580 s로 나타났다. 공기정화기를 12 min 동안 가동할 경우 포름알데히드의 제거효율은 85.2%로 공기정화기를 가동하지 않았을 때보다 13.3배 높은 제거 성능을 나타냈다.
 4. 2급 발암물질인 아세트알데히드의 제거효율은 공기정화기를 가동할 경우, 가동하지 않을 경우 각각 81.1, 16.5%로 제거 성능은 약 4.9배 차이가 난다.
 5. 입자상 물질인 PM₁₀, PM_{2.5} 모두 공기정화기 가동 시 측정 초반에 농도 값이 증가하는 추세를 보였다. 이는 공기정화기 순환 유속에 의한 결과로 판단된다. 필터 장착 유무에 의한 미세분진 제거효율은 PM₁₀, PM_{2.5} 각각 89.4, 64.3%로 나타났다.
 6. 본 실험은 batch 형태의 chamber 시험인 바, 실제 연속공정에 적용하기에는 다소 무리가 있지만, 이를 기초로 흡연부스에 본 시스템 장착을 통하여 유해가스 저감이 가능하다.
- 따라서 2014년부터 국민건강증진법에 의해 금연법이 실시되고 있는 현실에서, ETS의 무단 외부 배출로 인해 국민 건강을 위협할 수 있는 현황을 광촉매 및 필터를 이용한 공기정화 흡연부스를 활용함으로써 유해물질의 배출을 저감시킬 수 있는 방안을 제시할 수 있다고 판단된다.

감 사

이 논문은 2014년도 충북대학교 학술연구지원사업의 연구비 지원에 의하여 연구되었음에 감사드립니다(This work was supported by the research grant of Chungbuk National University in 2014).

References

1. J. M. Lim and J. H. Lee, Indoor air quality pollution of PM_{2.5} and associated trace elements affected by environmental tobacco smoke, *J. Korean Soc. Environ. Eng.*, **36**(5), 317-324 (2014).
2. Environmental Protection Agency, *Respiratory Health Effects of Passive Smoking: Lung Cancer and Other Disorders*, EPA/600/6-90/006F, Washington:Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Air and Radiation, USA (1992).
3. J. M. Lim, J. H. Jeong, J. H. Lee, J. H. Moon, Y. S. Chung, and K. H. Kim, The analysis of PM_{2.5} and associated elements and their indoor/outdoor pollution status in an urban area, *Indoor Air*, **21**, 145-155 (2011).
4. R. W. Boubel, D. L. Fox, D. B. Turner, and A. C. Stern, *Fundamentals of Air Pollution*, 3rd ed., 203-206, Academic Press, California, USA (1994).
5. Y. H. Yoon, J. C. Joo, H. S. Ahn, and S. H. Nam, Analyses of the current market trend and research status of indoor air quality control to develop an electrostatic force-based dust control technique, *J. Korea Acad. Ind. Coop. Soc.*, **14**(12), 6610-6617 (2013).
6. J. S. Park, C. H. Kim, J. J. Lee, J. H. Kim, U. H. Hwang, and S. D. Kim, A study on the chemical mass composition of particle matter in seoul, *J. Kor. Soc. Urban Eng.*, **10**(3), 293-303 (2010).
7. National Research Council, *Environmental Tobacco Smoke: Measuring Exposures and Assessing Health Effects*, National Academy Press, Washington DC, USA (1986).
8. W. Ott, P. Switzer, and J. Robinson, Particle concentrations inside a tavern before and after prohibition of smoking: Evaluating the performance of an indoor air quality model, *J. Air Waste Manag.*, **46**(12), 1120-1134 (1996).
9. L. Wallace, Indoor particles: a review, *J. Air Waste Manag.*, **46**(2), 98-126 (1996).
10. K. Slezakova, M. C. Pereira, and M. C. Alvim-Ferraz, Influence of tobacco smoke on the elemental composition of indoor particles of different sizes, *Atmos. Environ.*, **43**(3), 486-493 (2009).
11. A. Böhländt, R. Schierl, J. Diemer, C. Koch, G. Bolte, M. Kiranoglu, H. Fromme, and D. Nowak, High concentrations of cadmium, cerium and lanthanum in indoor air due to environmental tobacco smoke, *Sci. Total. Environ.*, **414**, 738-741 (2012).
12. T. Y. Jeon and J. Y. Kim, Removing Malodor Using Photocatalyst and Infrared, *J. Kor. Soc. Environ. Eng.*, **36**(8), 528-533 (2014).
13. A. Wold, Photocatalytic properties of titanium dioxide (TiO₂). *Chem. Mater.*, **5**(3), 280-293 (1993).
14. A. Fujishima, T. N. Rao, and D. A. Tryk, Titanium dioxide photocatalysis, *J. Photochem. Photobiol. C.*, **1**(1), 1-21 (2000).
15. R. W. Matthews, Hydroxylation reactions induced by near-ultraviolet photolysis of aqueous titanium dioxide suspensions. *J. Chem. Soc., Faraday Trans. 1.*, **80**(2), 457-471 (1984).
16. M. R. Hoffmann, S. T. Martin, W. Choi, and D. W. Bahnemann, Environmental applications of Semiconductor photocatalysis, *Chem. Rev.*, **95**(1), 69-96 (1995).
17. G. Kleiser and F. H. Frimmel, Removal of precursors for disinfection by-products (DBPs)-differences between ozone-and OH-radical-induced oxidation. *Sci. Total Environ.*, **256**(1), 1-9 (2000).
18. W. Y. Choi, Studies on TiO₂ Photocatalytic Reactions, *J. Korean Ind. Eng. Chem.*, **14**(8), 1011-1022 (2003).
19. K. C. Jung and S. C. Hong, A study on removal of VOC and odor using ozone in photocatalytic reaction system. *J. Korean Ind. Eng. Chem.*, **14**(5), 671-679 (2003).
20. W. H. Glaze, W. W. Eckenfelder, A. R. Bowers, and J. A. Roth, *Chemical Oxidation: Technologies for the Nineties*, 3rd ed., 1, Technomic Publishing, Lancaster, USA (1993).
21. J. H. Park, *A study on Photocatalytic Degradation of Noxious Gases in Indoor Using TiO₂ Photocatalyst*, Master's Thesis, Kyonggi University, Suwon, Korea (2010).
22. Y. J. Lee, *Degradation of Formaldehyde in Indoor Air by TiO₂/UV*, Master's Thesis, Chungang University, Seoul, Korea (2000).
23. G. H. Kim, *Photocatalytic Degradation of Formaldehyde Using TiO₂ Film Manufactured by CFBCVD*, Master's Thesis, Suncheon University, Suncheon, Korea (2007).
24. R. A. Aziz and I. Sopyan, Photocatalytic decomposition of acetaldehyde gas on TiO₂ film, *Indian J. Chem. Technol.*, **20**, 137-144 (2013).