

실내공기정화기에서 먼지 및 유기물화합물의 동시 제거에 관한 연구

목 영 선* · 강 호 철** · 이 호 원* · 현 영 진*

Simultaneous Removal of Particulate Matters and Organic Compounds in an Indoor Air Cleaner

Young-Sun Mok*, Ho-Chul Kang**, Ho-Won Lee* and Young-Jin Hyun*

ABSTRACT

The indoor air cleaner used in this study consisted of a plasma reactor followed by an electrostatic precipitator. The role of the electrostatic precipitator is to collect particulate matters, and the plasma reactor plays an important role in decomposing organic compounds and precharging particulate matters in order that they may easily be collected in the following electrostatic precipitator. For the performance test of the air cleaner, toluene, trichloroethylene (TCE), n-butanol and methanol were added to the indoor air. According to the experimental data, the collection efficiency of particulate matters was found to be largely enhanced when the plasma reactor was operated. This enhancement of collection efficiency is believed to result from precharging particulate matters. A large amount of electrical energy was required for the decomposition of the organic compounds, which indicates that the indoor air should be repeatedly circulated for proper treatment.

Key Words : indoor air cleaner, plasma reactor, electrostatic precipitator

1. 서 론

현대 도시인은 대부분의 생활 (약 90%)을 공공건물, 사무실, 작업장, 지하철, 지하상가와 같은 각종 실내환경에서 생활하고 있는 것으로 알려져 있는데, 실

내는 야외 환경과는 달리 폐쇄되어 있어 외부와의 공기 유통이 거의 없다. 더구나 최근에는 경제적인 온도 습도 조절을 위해 실내가 외부와 차단된 밀폐 공간으로 유지되고 있어, 실내에 머무는 사람들은 실내 공기에 혼합되어 있는 물질들을 호흡을 통해 체내로 흡수하면서 모두 같은 영향을 받게 된다. 우리나라는 현재 대기오염이 매우 심각한 나라로 분류되고 있는데, 실외공기질의 악화 또한 실내공기질에 악영향을 주며, 오염물질에 따라서는 실외보다 실내공기질이 더 좋지 않는 경우도 많다. 그러나 도시인이 대부분의 시간을 실내에서 보내고 있음에도 불구하고 현

* 제주대학교 청정화학공학과, 첨단기술연구소
Dept. of Chemical Eng. and Clean Technology, Research Institute of
Advanced Technology, Cheju Nat'l Univ.

** 제주대학교 대학원
Graduate School, Cheju National University

제 실내공기질에 대한 관심과 개선 노력은 매우 미약한 실정이다.

국내 실내공기오염에 관한 조사·연구는 1990년대 이전에는 이산화질소, 분진, 일산화탄소, 라돈, 포름알데히드에 관한 것이었으나 최근에는 휘발성유기화합물 (volatile organic compounds, VOCs), 미생물, 전자파 등 특수오염물질에 대한 조사를 수행하여 빌딩증후군 (Sick-building syndrome)과의 관련성을 파악하는 연구가 진행되고 있다. 미국의 경우 초기의 관심은 신진대사 가스의 적절한 균형을 유지하고 인체냄새를 제어하기 위한 환기의 필요성에 초점이 맞추어졌다. 1960년대와 1970년대에는 황산화물, 먼지 그리고 오존과 같은 도시 대기오염물질이 빌딩으로 침투할 가능성과 이들에 의해 실내공기오염이 유발될 가능성에 대해 연구되었다. 1970년대 중반 이후, 난방과 조리 등과 같은 실내활동으로 인한 연소 부산물에 대한 노출 문제가 많은 주목을 받기 시작했다. 1980년대에 걸쳐 실내공기질 연구는 실내 라돈과 VOCs를 강조하였다. VOCs에 대한 관심은 부분적으로는 빌딩증후군의 출현으로 인해 오늘날에도 많은 연구가 이에 초점을 맞추고 진행되고 있다. 최근에는, 생물에어로졸 (bioaerosols)에 대한 주제가 활발한 연구 주제로 부상하고 있다.

공기정화기는 공기 속의 먼지·매연 등을 제거하는 장치로서 적당한 위생환경 (또는 작업환경)을 유지하기 위해 실내의 공기를 정화하는 경우와 오염된 공기를 대기 속으로 배출하기 전에 정화하는 경우가 있다. 일반적으로 공기정화장치는 먼지의 크기와 농도에 대한 목표 값에 따라 선택된다. 공기여과기는 직물·종이·유리섬유 등의 여과재에 공기를 흘리며 그 속에 들어 있는 먼지를 제거하는 것으로, 여과재의 종류에 따라 성능도 크게 달라진다. 공기세척기는 공기의 흐름 속에 대량의 물을 내뿜어 먼지를 제거하려는 것이며, 동시에 습도를 가감할 수 있기 때문에 섬유공장 등의 공기조화장치로 널리 사용되고 있다. 이 밖에 고전압을 인가하여 먼지를 대전시킨 후 전극판에 부착시켜서 제거하는 전기집진기와 악취의 흡착제거를 위해 활성탄 등을 이용하는 경우도 있다.

본 연구에서 사용된 공기정화장치는 전기집진기에 기초하고 있으나, 기존의 공기정화장치와 큰 차이점

은 플라즈마 방전을 이용한 예비하전방식을 도입했다는 것이며, 예비하전방식을 도입했을 때의 장점은 전기집진기의 전단에서 분진의 대전이 일어나므로 후단의 전기집진기에서 쉽게 포집될 수 있고, 또한, 예비하전장치에서 유기물이나 미생물이 동시에 제거될 수 있다는 점이다. 여기서 사용된 공기정화기의 플라즈마 반응기는 평판형 전극구조의 유전체 방전 방식을 이용하여 압력손실을 최소화하고 실내공기의 흐름이 용이하도록 제작되었다.

II. 실험장치 및 방법

2.1. 실험장치

Fig. 1은 유전체 플라즈마 반응기와 전기집진기 (electrostatic precipitator, ESP)로 구성된 공기정화기의 개략도이다. 유전체 플라즈마 반응기에서 전극으로 사용된 동판은 유전체로 사용된 유리판내에 삽입되어 있으며, 각 동판 전극은 교대로 고전압과 접지에 연결되어 있다. 즉, 한 전극에 고전압이 인가되면 양옆의 전극은 접지되어 있다. 고전압으로는 교류 60 Hz를 승압시켜 사용하였으며, 인가되는 전압은 슬라이더를 이용하여 조절하였다. 유리판 한 개의 크기는 250 mm (W)×240 mm (H)이며 두께는 2 mm이다. 유리판 사이에 삽입된 동판 전극은 두께가 0.5 mm이고 크기는 218 mm (W)×240 mm (H)이다. 동판의 크기를 유리판보다 작게 설계한 이유는 유리판 밖으로 노출된 동판사이에서 스파크가 일어날 수 있기 때문에 이를 방지하기 위함이다. 플라즈마 반응기에는 유리판-동판-유리판이 총 26 세트가 설치되어 있다. 따라서, 방전면의 수는 총 25면이고, 면적으로 환산하면 1.3 m²이다. 각각의 가스 통로 간격은 4 mm이며, 가스통로의 수는 25이다. 플라즈마 반응기와 접지사이에 1.0 μF 콘덴서가 직렬로 연결되어 있으며, 이 콘덴서에 충전된 전하를 측정하여 반응기에 공급된 평균 방전전력이 계산되는데, 뒤에서 상세히 설명할 것이다.

플라즈마 반응기 후단에 설치된 전기집진기는 6 mm wire (볼트형)와 스테인레스 스틸 판으로 구성

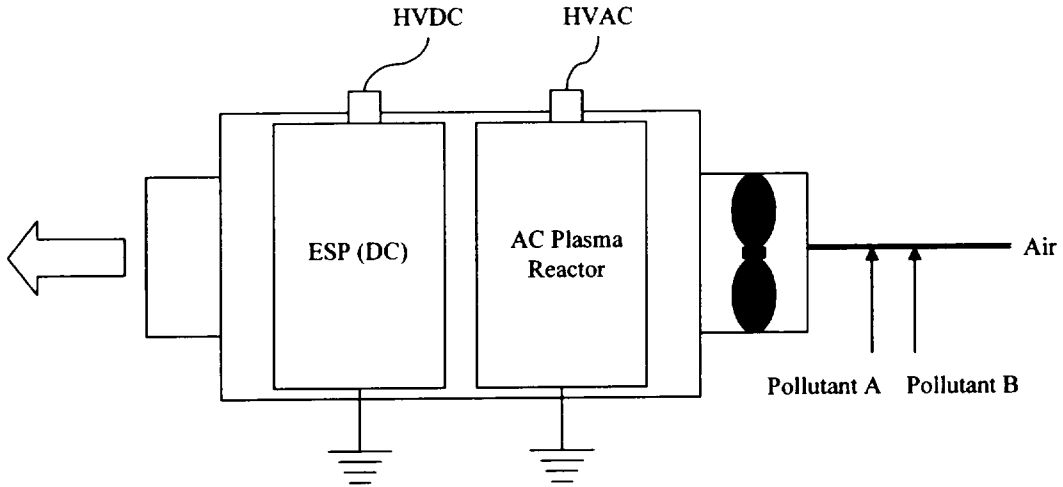


Fig. 1. Schematic of the indoor air cleaner composed of a plasma reactor and an ESP.

되어 있다. 스테인레스 스틸 판의 크기는 200 mm (W)×240 mm (H)이다. 스테인레스 스틸 판 사이에는 6개의 wire가 20 mm 간격으로 설치되어 있고, 스테인레스 스틸 판 사이의 거리는 400 mm이다. 스테인레스 스틸 판 사이의 공간을 gas channel 또는 gas passage라고 부르는데, Fig. 1의 전기집진기에는 총 5개의 gas channel이 설치되어 있다. 따라서, 총 집진면의 수는 10이고 한 면의 면적이 480 cm²이므로 총 집진면적은 4,800 cm²이다. 스테인레스 스틸 판의 두께와 방전극의 두께를 무시하고 계산을 하면 가스의 처리유량이 1.0 m³/min이므로 전기집진기에서의 평균 가스 유속은 0.35 m/s이다. 6 mm 볼트형 wire에는 (-) 직류고전압이 인가되며 스테인레스 스틸 판은 접지되어 있다. 직류고전압발생장치로는 한국스위칭 (Korea Switching Co.)의 제품이 사용되었다.

2.2. 실험방법

공기정화 실험에 사용된 것은 실험실의 실내공기였다. 실험실내의 먼지농도는 날씨와 실험실 청소여부에 따라 달라지며 실험기간중에는 0.02-0.15 mg/m³ 범위에 있었다. 실내공기는 에어블로워 (air blower)를 이용하여 플라즈마 반응기에 주입되었으며, 정확한 유량은 다음과 같이 간접적으로 결정되었다. 플라즈마 반응기에 실내공기와 고농도 NO 가스 (4.99

vol. %)를 동시에 주입한 다음, 반응기 출구에서 NO_x 농도를 측정하면 회석율을 알 수 있으므로 정확한 유량을 알 수 있다.

실험에 사용된 유기물 (톨루엔, 트리클로로에틸렌, n-부틸알코올)의 농도는 증기압을 이용하여 조절되었으며, 농도는 기체 크로마토그래프 (Hewlett Packard 5890)와 검지관 (Gastec)을 이용하여 분석하였다. NO 및 NO₂의 농도는 Chemiluminescence NO-NO₂-NO_x Analyzer (Model 42C HR, Thermo Environmental, Inc.)를 사용하여 측정하였다. 부산물로 발생하는 CO의 농도는 휴대용배기가스분석기 (portable flue gas analyzer)를 사용하여 분석하였으며, 오존 (O₃) 농도 분석에는 검지관 (18M, Gastec)을 사용하였다. 먼지의 농도를 분석하는 데에는 광산란 방식의 포터블 분진계 (Model LD3, Sibata, Japan)을 사용하였는데, 이 장치는 먼지 농도를 0.001-10 mg/m³의 범위까지 측정 가능하여 실내오염연구에 적합하다.

방전 전극에서의 전압 측정에는 1000:1 고전압 프로브 (high voltage probe) (PVM-4, North Star Research, Inc.)가 사용되었고, 플라즈마 반응기와 접지 사이에 설치되어 있는 1.0 μF 콘덴서 양단의 전압은 감쇠비가 10:1인 전압 프로브 (Tektronix P6139A)를 사용하였다. 전압 파형 (voltage waveform)의 관찰 및 데이터 저장에 사용된 디지털 오실로스코프는 Tektronix사의 TDS 3032으로써 대역폭은 300 MHz

이다. 교류 고전압 발생장치의 입력 전력은 전력측정계 (Yokogawa WT200)를 사용하여 측정하였다.

2.3. 전력측정방법

플라즈마 반응기는 전기적으로 콘덴서로 취급할 수 있으므로 플라즈마 반응기에 콘덴서를 직렬로 연결하게 되면 플라즈마 반응기에 충전된 전하는 $1\mu\text{F}$ 콘덴서에 충전된 전하와 같다. 잘 알려진 바와 같이 충전된 전하 (Q)는 CV (C : 캐패시턴스; V : 전압)이므로, $1\mu\text{F}$ 콘덴서에 충전된 전하는 양단의 전압에 10^6 을 곱한 값과 같다. Fig. 2와 Fig. 3은 한 예로써 교류 고전압 발생장치의 입력 전압이 70 V일 때의 전압 파형과 전하-전압도 (charge-voltage plot)를 나타낸다. 전압-전하도에서 평행사변형의 면적은 한 사이클 동안 반응기에 저장되었다 소모되는 에너지에 해당되며, 여기에 주파수 (60 Hz)를 곱하면 반응기에 투입되는 평균 방전전력이 된다. 이러한 전압-전하도의 평행사변형 면적을 구하는 공식이 문헌에 보고되어 있으나[1], 본 연구에서는 평행사변형의 면적을 보다 쉽게 구하기 위해 프린트용지의 두께가 일정하다는 가정하에 그래프의 총 질량과 평행사변형의 질량을 비교하는 방식으로 평행사변형의 면적을 구하였다. 질량의 측정에는 전자 저울을 이용하였는데, 평행

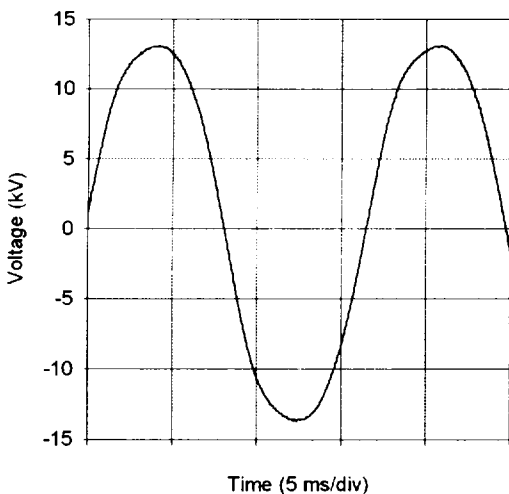


Fig. 2. Voltage waveform measured at discharging electrode.

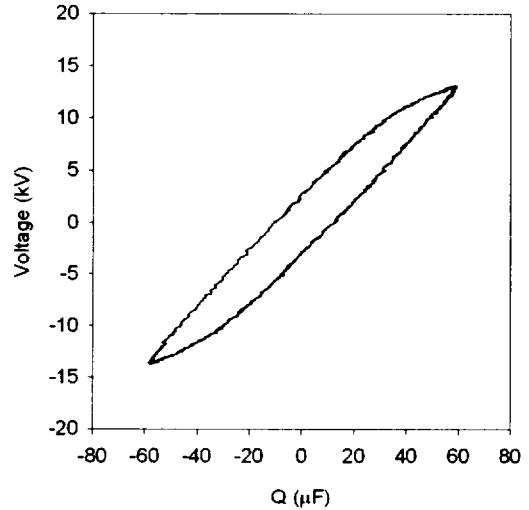


Fig. 3. Charge-voltage plot corresponding to Fig. 2.

사변형의 면적을 구하기 위한 두 방법은 5%이내의 좋은 일치율을 보여 주었다. Fig. 3의 경우 한 사이클당 플라즈마 반응기에 전달된 에너지와 평균 방전전력은 각각 489.4 mJ와 29.4 W인 것으로 나타났다.

전기집진기에 공급되는 전력은 직류 고전압 발생장치의 계기판에 나타나는 전압과 전류를 곱하여 계산하였다. 전기집진기에 인가되는 전압은 0-12 kV 범위로 가변하였으며, 이 때 전류는 0-2 mA 범위로 변화되었다. 따라서, 전기집진기에 공급되는 직류 전력은 0-24 W 범위였다.

III. 결과 및 고찰

3.1 전력공급 실험결과

Fig. 4는 전기집진기에 인가되는 전압을 변화시켰을 때의 전류밀도 (current density) 변화를 나타낸다. 여기서, 전류밀도는 전류를 집진면적 ($4,800\text{ cm}^2$)으로 나눈 값으로써 중요한 설계 파라미터의 하나이다. 그림에서 보는 바와 같이 전류밀도는 인가된 전압에 따라 지수함수적으로 증가된다. 앞서 설명한 것과 같이 전기집진기의 방전극과 집진판 사이의 간격은 2 cm인데, 직류 전압을 14.5 kV 까지 상승시켰을 때 스파크가 발

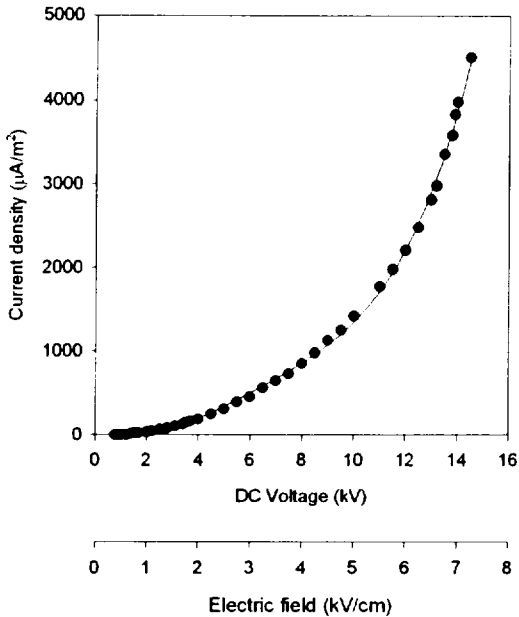


Fig. 4. Dependency of the current density on the average electric field.

생하였다. 그림에는 평균 전기장세기 (average electric field intensity)도 함께 제시하였으며 전기장세기는 전압을 전극간격으로 나눈 값으로 정의된다. 따라서, 스파크 발생전압인 14.5 kV를 전기장세기로 환산하면 약 7.25 kV/cm가 되며, 이때의 전류와 전류밀도는 각각 2.2 mA와 4.500 $\mu\text{A}/\text{m}^2$ 이다. 일반적인 전기집진기의 설계기준을 보면 전류밀도는 50-750 $\mu\text{A}/\text{m}^2$ 의 범위인데[2], 본 장치에서는 8.0 kV의 전압 (전기장세기 4 kV/cm)에서 약 850 $\mu\text{A}/\text{m}^2$ 의 전류밀도가 얻어진다는 것을 알 수 있다. 따라서, 실험에 사용된 전기집진기는 일반적인 설계기준을 충분히 만족시킨다는

것을 알 수 있으며, 뒤에 제시할 먼지 제거 실험 데이터는 주로 4 kV-8 kV의 범위에서 얻어졌다. 또한, 일반적인 전기집진기의 설계기준에 의하면 전력 비율 (전력/가스량)은 1.75-17.5 W/(m^3/min) 범위인데, 본 연구의 실내공기 주입 유량은 $1.0 \pm 0.1 \text{ m}^3/\text{min}$ 이고 공급 가능한 최대 전력은 약 30 W이므로, 전력 비율 (power density)은 최대 30 W/(m^3/min)로써 설계기준을 잘 만족시킨다. Table 1은 일반적인 전기집진기 설계기준과 본 실험장치의 사양을 비교하였다.

Fig. 5는 유전체 플라즈마 반응기에서의 전압대 방전전력 (또는 방전전력/방전면적)의 관계를 나타낸다. 방전전력측정은 Fig. 3에서 설명한 방법 (전압-전하도로부터 방전에너지를 계산하는 방법)을 이용하였다. Fig. 5에서 기호 (●)는 방전면적이 25면일 때의 방전전력을 나타내고, 기호 (○)는 방전면적이 12면일 때의 방전전력을 나타낸다. 유전체 플라즈마 반응기의 전체 방전면은 총 25개이나 방전면적의 영향을 살펴보기 위하여 방전면의 일부를 전기적으로 제거한 상태에서 실험을 수행하기도 하였다. Fig. 5에서 단순히 방전전력만을 살펴보면, 방전면이 25면일 때와 12면일 때가 서로 상관관계가 없어 보인다. 그러나, 단위 방전면적 (1 m^2)을 기준으로 하여 검토하면 단위 방전면적당 방전전력은 전압에 대해 지수적으로 증가하는 함수임을 알 수 있다. 여기서 기호 (▲)는 방전면이 25면일 때의 방전전력/방전면적을 나타내고, 기호 (△)는 방전면이 12면일 때의 방전전력/방전면적을 나타낸다. 그림에서 보는 바와 같이 두 경우의 실험 데이터는 모두 같은 곡선 상에 위치함을 알 수 있다. 사용할 전압이 결정되면 이 그림으로부터 방전전력/방전면적을 알 수 있고 여기에 총 방전면적을 곱하면 그 전압에서의 방전전력을 알 수 있게 된다.

Table 1. Comparison between general design parameters of ESP and those of experimental apparatus

Parameter	design parameter	specification of the apparatus (maximum)	experimental range
specific collection area (collection area/gas flow rate)	0.25-2.1 $\text{m}^2/(\text{m}^3/\text{min})$	0.48 $\text{m}^2/(\text{m}^3/\text{min})$	0.48 $\text{m}^2/(\text{m}^3/\text{min})$
power density (power/gas flow rate)	1.75-17.5 W/(m^3/min)	30 W/(m^3/min)	0.36-3.3 W/(m^3/min)
current density (current/collection area)	50-750 $\mu\text{A}/\text{m}^2$	4,500 $\mu\text{A}/\text{m}^2$	180-850 $\mu\text{A}/\text{m}^2$

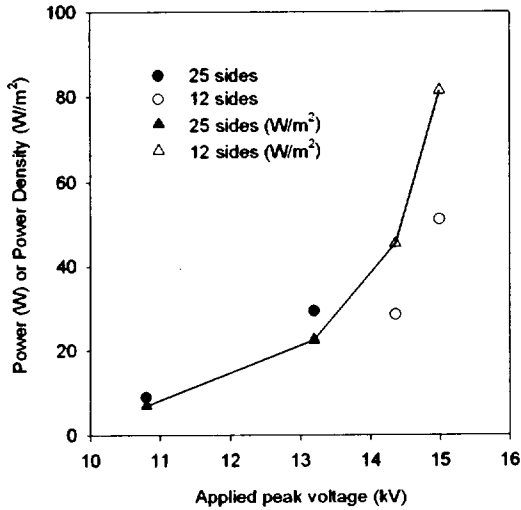


Fig. 5. Discharge power and power density as a function of applied voltage.

3.2. 먼지의 제거에 미치는 전압의 영향

실험을 위해 사용된 실험실의 실내공기는 먼지의 농도는 매일 일정하지 않고 날씨와 청소상태에 의존하여 변하며 대략적으로 0.025~0.1 mg/m³의 범위에 있었다. 일본의 후생성이 실시한 사무실 빌딩의 실내환경에 관한 전국조사를 보면 먼지의 평균값은 겨울철이 0.07 mg/m³이고 여름철이 0.054~0.064 mg/m³으로 여름철이 약간 낮게 되어 있지만, 전체적으로 보면 빌딩관리법의 기준 값 0.15 mg/m³ 이하로 되어 있는 경우가 많다 [3]. Fig. 6은 플라즈마 반응기를 가동하지 않은 상태에서 직류 고전압을 4 kV~12 kV (negative)로 변화시키며 측정한 공기정화장치 입구 먼지농도와 출구 먼지농도의 관계를 나타낸다. 그림에서 보는 바와 같이 직류전압을 증가시키에 따라 출구 먼지농도가 점차 감소되는 경향을 보이고 있는데, 이는 전압을 증가시키에 따라 전류가 증가되어 (Fig. 4 참고), 그 만큼 음이온의 발생가능성과 먼지의 대전 가능성이 높고 강한 전기장이 형성되어 대전된 먼지가 정전기력을 강하게 받기 때문이다. 아래와 같은 식 (1)-(2)에서도 먼지의 집진효율이 전기장에 정비례하는 함수임을 알 수 있다. 몇 가지 가정으로 전기집진기의 설계에 이용되는 다음과 같은 기본 수식을 유도할 수 있는데, Deutsch 방정

식으로 널리 알려져 있다 [4]:

$$\eta = 1 - \exp(-wA/Q) \quad (1)$$

여기서, η = 집진효율; w = 이동속도 (drift velocity 또는 migration velocity); A = 집진면적; Q = 유량이 다. 이동속도 w 는 분진의 특성에 따라 다른 값을 가지며 대략 1.0~10.0 m/min 범위이고, 다음 식에 의해 표현될 수 있다:

$$w = \frac{d_p E_0 E_p}{4\pi\mu} \quad (2)$$

여기서, d_p : 입자의 직경 (m); E_0 : 입자가 대전된 곳의 전계강도 (V/m); E_p : 입자가 포집된 곳의 전계강도 (V/m); μ : 가스점도이다.

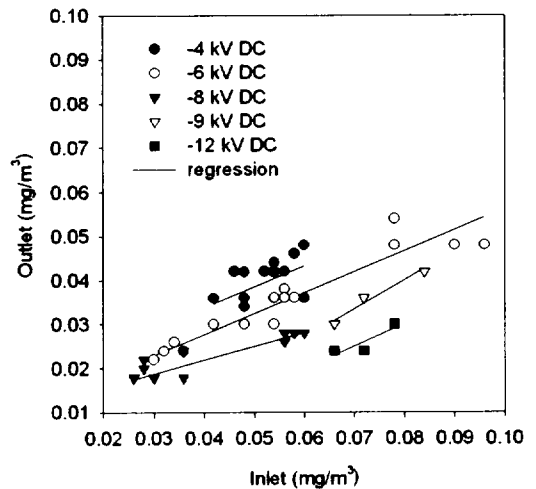


Fig. 6. Dust concentrations at the reactor inlet and outlet.

Fig. 6의 실험 데이터는 실내공기가 전기집진기를 1회 통과되었을 때의 결과인데, 4 kV에서는 약 25%, 6 kV에서는 42%, 8 kV에서는 약 54%, 12 kV에서는 약 65% 내외의 제거효율을 나타내고 있다. 본 실험의 전류밀도는 Table 1에서 보는 바와 같이 일반적인 전기집진기의 설계 기준을 충분히 만족시키고 있으나, 일반적인 전기집진기의 제거효율에는 미치지 못한다. 이러한 차이의 주된 원인은 일반 대형 전기집진기가 500~4,000 mg/m³의 분진을 다루는 것

과 달리, 실험조건의 입구 먼지농도가 매우 작은데 원인이 있고 또한 실내공기의 먼지는 매우 미세하기 때문이다. 그러나, 공기정화기는 대형 전기집진기와 달리 여러 차례 반복으로 실내공기가 순환되므로 Fig. 6과 같은 1회 통과 결과는 매우 만족할 만한 수준이라고 판단된다.

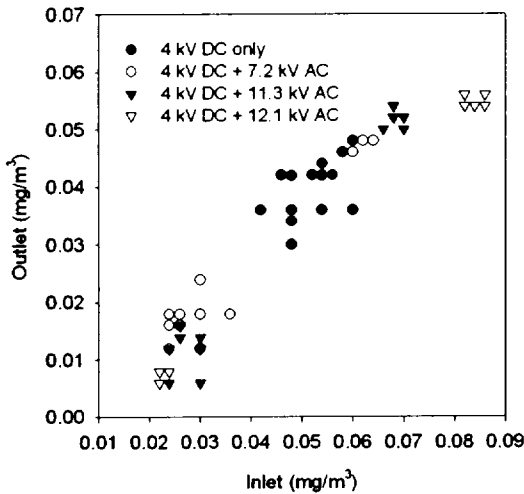


Fig. 7. Dust concentrations at the reactor inlet and outlet (DC: -4 kV; precharging: 7.2~12.1 kV AC).

3.3 예비하전이 분진제어에 미치는 영향

본 연구의 공기정화기는 플라즈마 반응기에서 가스상 오염물질을 제거한 다음 후단의 전기집진기에서 입자상 물질을 포집하도록 제작되어 있는데, 플라즈마 반응기에서는 다량의 이온이 발생되므로 먼지가 음이온에 의해 대전되는 것이 가능하다. 그러나, 교류를 사용하는 유전체 플라즈마 반응기에서는 먼지가 단지 대전될 뿐 특정한 방향의 전기장이 형성되어 있지 않아 먼지가 포집되지는 않는다. Fig. 7은 유전체 플라즈마 반응기에서 먼지가 예비 하전되었을 때의 먼지 입구 농도와 출구농도의 관계를 나타낸다. 전기집진기에 인가된 전압은 -4 kV (2 kV/cm)이고 유전체 플라즈마 반응기에 인가된 교류 고전압은 7.2~12.1 kV (피크) 범위였다. 그림에서 알 수 있듯이 교류고전압을 인가함에 따라 먼지 배출농도가 감소하는 경

향을 보이는 하나 그 차이가 뚜렷하지 않은데, 이는 전단 (유전체 플라즈마 반응기)에서 먼지가 예비 하전되더라도 전기집진기의 전압이 낮아 대전된 먼지를 끌어당길 만큼 충분한 전기장이 형성되어 있지 않기 때문으로 해석된다.

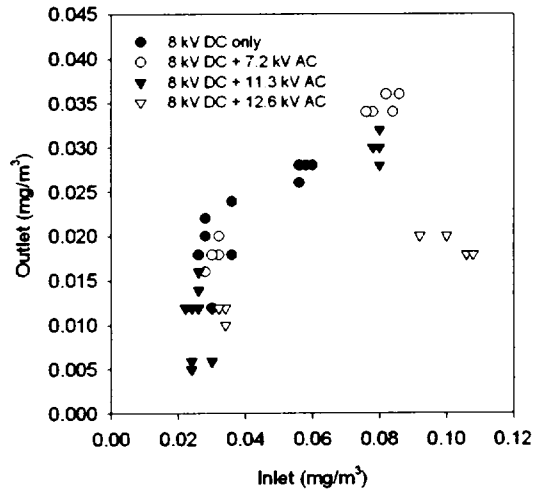


Fig. 8. Dust concentrations at the reactor inlet and outlet (DC: -8 kV; precharging: 7.2~12.6 kV AC).

Fig. 8은 전기집진기에 인가된 직류 전압이 -8 kV (전기장세기: 4 kV/cm)이고 유전체 플라즈마 반응기에 인가된 교류 고전압이 7.2~12.6 kV (피크) 범위였을 때의 결과이다. 유전체 플라즈마 반응기에 인가된 교류 고전압은 Fig. 7의 경우와 유사한 범위이므로, 먼지가 예비 하전된 정도가 Fig. 7과 유사할 것이다. 후단의 전기집진기의 전기장세기가 더 크므로 보다 높은 제거효율이 예상되었고 실제로 Fig. 7보다 예비하전의 효과가 더욱 뚜렷하였다. 전기집진기에 인가되는 직류 고전압을 -8 kV로 높였을 때 예비하전의 효과가 더 뚜렷하게 나타나는 이유는 예비하전된 먼지를 포집할 수 있도록 전기집진기에 보다 강한 전기장이 형성되어 있기 때문이다. 결과적으로 전기집진기의 전압을 더욱 높이면 예비하전의 효과가 더욱 커질 것으로 예상된다. 또한, 먼지제거효율은 입구 농도에 상당히 의존성이 크다. 예를 들어, 전기집진기 (직류: -8 kV)와 유전체 플라즈마 반응기 (교류:

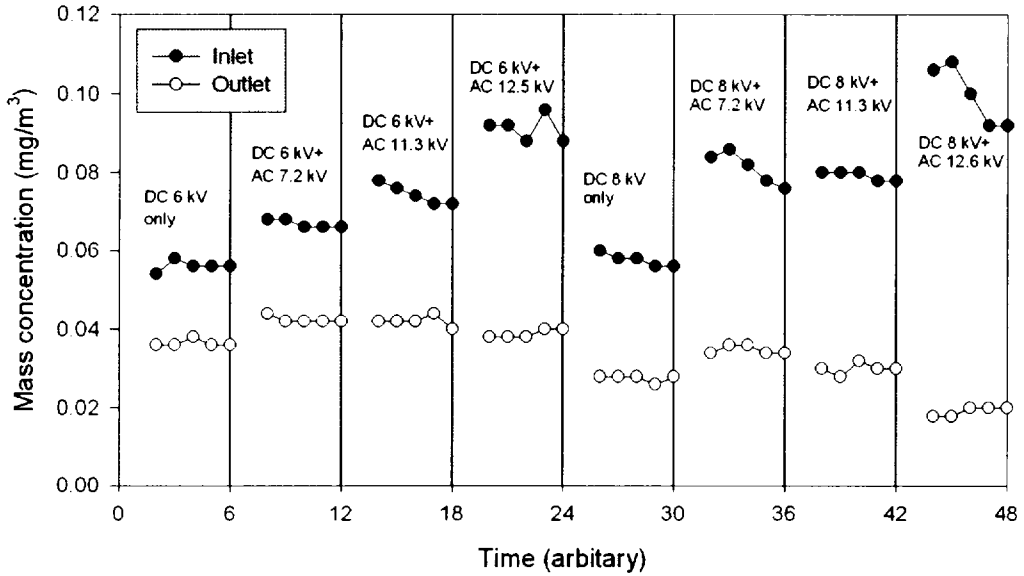


Fig. 9. Continuous measurement of dust concentration (inlet and outlet) at various operating conditions.

12.6 kV)의 조건에서 입구농도가 0.034 mg/m^3 일 때는 실내공기가 1회 통과시 약 65%의 제거효율이 나타나지만 입구농도가 0.108 mg/m^3 일 때는 1회 통과시 83%의 제거효율이 나타난다. 입구농도가 더 높을 때는 제거효율이 더욱 높아질 것이다.

Fig. 9는 운전조건을 변경하며 입구와 출구의 먼지 농도를 번갈아 가며 연속 측정한 결과를 나타낸다. 전기집진기의 인가전압이 -6 kV였을 때는 입구농도가 증가함에도 불구하고 먼지를 예비하전 시켰을 때 출구농도가 거의 유사하게 유지되었는데, 이 결과는 먼지의 예비하전에 따른 먼지 포집효율의 증가효과를 나타내는 결과이다. 예비하전효과는 전기집진기의 직류전압이 -8 kV로 증가되었을 때 보다 뚜렷한데, 입구농도가 증가함에도 불구하고 예비하전 전압을 증가시키게 되면 출구농도는 오히려 감소하는 현상을 보여주고 있다. 전기집진기의 직류 전압을 -8 kV로 유지하고, 교류 12.6 kV로 예비하전시켰을 때, 실내공기가 1회 통과시 80% 이상의 먼지제거효율을 얻었다.

3.4. 유전체 방전에 의한 가스상오염물질 제거

Fig. 10은 여러 종류의 유기화합물 (트리클로로에

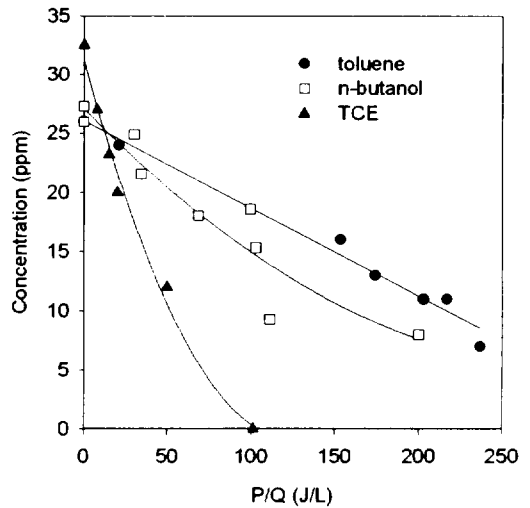


Fig. 10. Effect of energy density on the decomposition of several organic compounds.

틸렌, n-부탄올, 톨루엔)의 분해실험 결과를 에너지밀도의 함수로 나타낸 것이다. 여기서 에너지밀도 (energy density)는 방전전력을 배기가스유량으로 나눈 값이며, 제거효율을 결정할 수 있는 중요한 파라미터로써 널리 사용되어 왔다[5]. 실내공기를 오염

Table 2. Rate constants of organic compounds with radicals (in $\text{cm}^3/\text{mol s}$)

Organic compounds	OH	O	O ₃	N	H
Chloroform	5.88×10^{10}	6.82×10^8	1.81×10^4	6.03×10^1	2.04×10^0
Benzene	7.15×10^{11}	1.84×10^{10}	1.04×10^2	4.00×10^0	6.29×10^{11}
Toluene	3.31×10^{12}	4.59×10^{10}	2.34×10^2	Not Known	5.11×10^{11}
n-butanol	6.50×10^{12}	7.14×10^{10}	Not Known	Not Known	Not Known
Tri-chloroethylene	1.34×10^{12}	5.90×10^{10}	3.01×10^4	1.60×10^{10}	6.27×10^{10}

시키는 유기화합물의 농도는 수 ppm 이내로 매우 작으나 미량 분석의 어려움으로 인해 유기화합물의 초기농도는 25-30 ppm으로 조절하였다. 제거된 유기화합물의 양은 초기농도와 반응기 출구 농도의 차이와 같다. 그림에 나타난 유기화합물의 일반적인 분해 경향은 에너지밀도에 따라 분해율이 증가한다는 것이다. 문헌에 의하면 활성 산소 성분(O 라디칼)과 수명이 긴 오존이 톨루엔의 분해에 있어서 중요한 역할을 하는 것으로 보고되고 있다[6]. 뿐만아니라, 수명이 짧은 질소 라디칼과 고에너지 전자에 의한 직접적인 충돌도 유기화합물 분자의 화학결합을 파괴하는 것으로 알려져 있다[7]. 따라서, 에너지밀도의 증가에 따른 톨루엔 분해효율의 증가는 방전 전력의 증가시 다양한 활성 성분들의 생성이 활발해지기 때문인 것으로 해석된다.

Fig. 10에 나타난 또 다른 특징은 유기화합물의 분자구조에 따라 소요되는 전력이 크게 차이가 난다는 것이다. 이는 각 유기물마다 활성성분(O, O₃, OH, N 등)과의 반응속도가 다르고, 분자내의 원자간 결합에너지가 분자구조에 따라 달라 고에너지전자와의 직접적인 충돌에 의해 결합이 파괴되는 정도가 서로 다르기 때문이다. 방향족인 톨루엔의 경우는 공명으로 인해 안정화되어 있어 분해하기가 어려우며, 알칸의 유도체인 n-부탄올은 대체적으로 활성성분(O, O₃, OH 등)과의 반응성이 작다. 문헌에 의하면 O 라디칼에 대한 알케인의 반응성은 매우 큰 것으로 알려져 있다[8,9]. 프로필렌과 O 라디칼과의 반응속도상수는 298 K에서 $6810 \text{ ppm}^{-1} \text{ min}^{-1}$ 인 반면, 톨루엔과 O 라디칼과의 반응속도상수는 같은 온도에서 불과 $107 \text{ ppm}^{-1} \text{ min}^{-1}$ 밖에 되지 않는다[9]. 트리크로로에틸렌은 알케인의 유도체이므로 프로필렌과 마찬가지로

활성성분과의 반응성이 매우 클 것이므로 분해에 소요되는 에너지가 방향족인 톨루엔보다 작다. 다양한 활성성분(O, OH, H, N, O₃)과 몇 가지 대표적인 유기화합물의 반응성(반응속도상수)을 Table 2에 요약하였다.

위의 실험결과에서 살펴보았듯이 유기화합물은 유전체 플라즈마 공정에서 분해되는 것이 가능하나 플라즈마 방전중에 유해한 부산물이 발생될 수 있다[7, 10-12]. 이전의 많은 연구에서 발표되었듯이 플라즈마 반응기에서 분해된 유기화합물의 대부분은 CO_x(CO+CO₂)로 전환되며, CO₂로 전환되는 것이 공정의 가장 바람직한 형태이다[7,11]. 그러나, 이 밖에도 산소의 해리에 의해 오존이 발생될 수 있고, 질소와 산소로부터 비롯된 NO 또는 NO₂의 발생도 예상된다. Fig. 11은 메탄올의 초기농도가 13.7 ppm이었을 때 발생하는 부산물들의 농도를 방전전력의 함수로 나타낸 그림이다. 실험범위의 에너지밀도에서 메탄올의 분해량은 1 ppm 이내로 매우 작았다. 발생하는 부산물중에서 먼저 CO의 경우를 살펴보면 에너지밀도 1.5 J/L 이하에서는 거의 발생되지 않으나 에너지밀도 1.5 J/L에서는 1 ppm, 2.5 J/L에서는 2 ppm이 관찰되었다. 본 실험범위에서는 메탄올의 분해량이 매우 작았기 때문에 여기서 관찰된 CO는 메탄올의 분해로부터 발생된 것이 아니라 실내공기중의 CO₂가 해리되어 발생된 것으로 판단된다. 오존의 경우는 산소분자의 해리에서 나온 산소원자와 다른 산소분자가 결합하여 발생되는데, 에너지밀도를 증가시키에 따라 그 농도가 거의 비례적으로 증가한다. 유기물의 산화반응에 기여할 수 있으나 미반응된 오존이 배출될 경우 실내 공기질에 문제를 일으킬 수 있으므로 최종 배출전에 전기집진기 후단의 광촉매에서 처리되어야 한다.

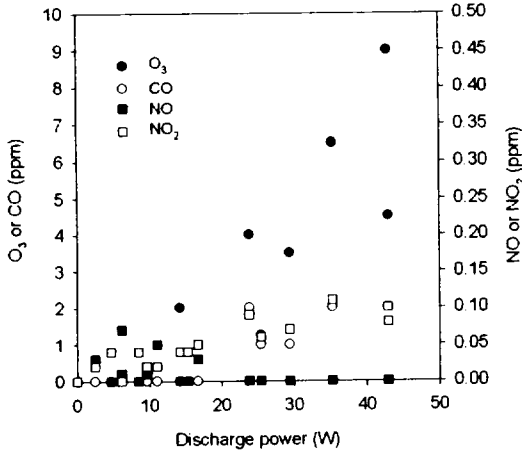


Fig. 11. Byproducts formation as a function of discharge power (Initial methanol: 13.7 ppm).

NO의 경우는 질소가 분해되어 생성된 N과 산소와의 반응 등으로 발생될 수 있는데 반응기 후단에서 검출되지는 않았다. NO가 검출되지 않은 이유는 동시에 생성되는 오존 및 O 라디칼 등에 의해 NO₂로 산화되었기 때문이다. Fig. 11에 나타난 바와 같이 NO₂는 에너지밀도의 증가에 따라 비례적으로 증가하며 40 W의 방전전력에서 약 0.1 ppm의 NO₂가 검출되었다.

IV. 결론

본 연구에 사용된 공기정화기의 플라즈마 반응기는 유전체 방전 방식을 이용하여 압력손실을 최소화하고 실내공기의 흐름이 용이하도록 평판형 전극구조로 제작을 하였다. 전기집진기는 일반적인 구조인 선-판형 구조로 제작하였는데 전기실험결과 설계기준을 잘 만족시키는 것으로 나타났다. 공기정화기의 성능시험을 위해 유기물로는 톨루엔, 트리클로로에틸렌 (TCE), n-부탄올, 메탄올을 대상으로 성능시험을 수행하였다. 실험결과 TCE의 경우는 분해가 용이하였으나, 톨루엔, n-부탄올, 메탄올의 분해에는 많은 전기에너지가 소모되어 여러 회 반복적으로 재순환시켜 처리하여야 함을 알 수 있었다. 먼지제거효율 파악을 위해 실험

실의 실내공기 (0.02-0.1 mg/m³)를 그대로 공기정화 장치에 통과시켜 전·후단 농도차이를 측정함으로써 1회 통과시의 제거효율을 계산하였는데, 농도가 0.1 mg/m³ 비교적 높은 상태에서는 1회 통과시의 먼지 제거효율이 80 %를 상회하였다. 플라즈마 반응기에서는 유기물의 분해와 동시에 먼지가 예비하전될 수 있는데, 실험결과에 의하면 먼지가 플라즈마 반응기에서 예비하전되었을 때 제거효율이 증가한다는 것을 알 수 있었다. 플라즈마 반응기에 인가되는 전압이 증가할수록 오존 (O₃) 및 일산화탄소 (CO)의 발생 농도가 증가하였는데, 특히 오존의 경우는 실험범위에서 ~10 ppm 까지 발생되었다. 오존의 발생을 억제하기 위해서는 플라즈마 반응기를 낮은 전압에서 운전해야 하나, 이 경우 유기물의 분해효율이 저하되는 문제가 있으므로 실내공기를 여러 회 순환시키거나 혹은 후단에서 광촉매를 이용하여 분해시켜야 할 필요성이 있는 것으로 나타났다.

감사의 글

본 연구는 환경부의 차세대핵심환경기술개발사업 (Eco-technopia 21 project)으로 지원 받아 수행되고 있으며, 연구비지원에 감사드립니다.

참고문헌

- 1) L. A. Rosocha, G. K. Anderson, L. A. Bechtold, J. J. Coogan, H. G. Heck, M. Kang, W. H. McCulla, R. A. Tennant and P. J. Wantuck, 1993, Non-thermal plasma techniques for pollution control: part B, Springer-Verlag, Berlin, Germany, p.281.
- 2) 김동술, 1995, 대기오염방지공학, 신탄문회사, 서울.
- 3) 池田耕一 (박미진 역), 2001, 실내공기오염의 매카니즘, 동화기술, 서울.
- 4) S. Oglesby, Jr. and G. B. Nichols, 1978, Electrostatic Precipitation, Marcel Dekker, Inc., New York and Basel.

- 5) L. N. Krasnoperov, L. G. Krishtopa and J. W. Bozzelli. 1997. Study of volatile organic compounds destruction by dielectric barrier corona discharge, *J. Adv. Oxid. Technol.*, Vol.2, No.1, pp.248-257.
- 6) T. Yamamoto, P. A. Lawless, M. K. Owen and D. S. Ensor. 1993. *Non-thermal plasma techniques for pollution control: part B.* Springer-Verlag, Berlin, Germany, p.223.
- 7) A. Ogata, N. Shintani, K. Mizuno, S. Kushiyama and T. Yamamoto, 1999, Decomposition of benzene using a nonthermal plasma reactor packed with ferroelectric pellets, *IEEE Trans. Ind. Appl.*, Vol.35, No.4, pp.753-759.
- 8) R. Atkinson, D. L. Baulch, R. A. Cox, R. F. Hampson Jr., J. A. Kerr, J. Troe. 1992. Evaluated kinetic and photochemical data for atmospheric chemistry: Supplement IV., *J. Phys. Chem. Ref. Data*, Vol.21, pp.1125-1568.
- 9) J. H. Seinfeld, 1975, *Air Pollution*, McGraw Hill, New York.
- 10) S. Futamura, A. Zhang, G. Prieto and T. Yamamoto. 1998. Factors and intermediates governing byproduct distribution for decomposition of butane in nonthermal plasma. *IEEE Trans. Ind. Appl.*, Vol.34, No.5, pp.967-974.
- 11) S. Futamura, A. Zhang and T. Yamamoto, 1999. Mechanisms for formation of inorganic byproducts in plasma chemical processing of hazardous air pollutants. *IEEE Trans. Ind. Appl.*, Vol.35, No.4, pp.760-766.
- 12) Y. S. Mok, J. H. Kim, S. W. Ham and I. Nam, 2000, Removal of NO and formation of byproducts in a positive pulsed corona discharge reactor, *Ind. Eng. Chem., Res.*, Vol.39, No.10, pp.3938-3944.