

활성탄 또는 촉매가 장착된 배리어 유전체 방전 하이브리드 공기청정 시스템의 나노입자 및 잔류 오존 제거 특성

변정훈* · 황정호* · 지준호* · 강석훈*
(2002년 11월 21일 접수, 2003년 2월 8일 심사완료)

Nano Particle Precipitation and Residual Ozone Decomposition of a Hybrid Air Cleaning System Comprising Dielectric Barrier Discharge Plasma and MnO₂ Catalyst or Activated Carbon

Jeong-Hoon Byeon, Jung-Ho Hwang, Jun-Ho Ji and Suk-Hoon Kang

Key Words: Dielectric Barrier Discharge(배리어 유전체 방전), Nano Particle(나노입자), Particle Precipitation(입자집진), Ozone Decomposition(오존제거), Air Cleaning(공기청정)

Abstract

DBD(Dielectric Barrier Discharge) plasma in air is well established for the production of large quantities of ozone and is more recently being applied to aftertreatment processes for HAPs(Hazardous Air Pollutants). Aim of this work is to determine design and operating parameters of a hybrid air cleaning system. DBD and ESP(Electrostatic Precipitator) are used as nano particle charger and collector, respectively. Pelletized MnO₂ catalyst or activated carbon is used for ozone decomposition or adsorption material. AC voltage of 7~10 kV(rms) and 60 Hz is used as DBD plasma source. DC - 8 kV is applied to the ESP for particle collection. The overall particle collection efficiency for the hybrid system is over 85 % under 0.64 m/s face velocity. Ozone decomposition efficiency with pelletized MnO₂ catalyst or activated carbon packed bed is over 90 % when the face velocity is under 0.4 m/s in dry air.

1. 서 론

상압 저온플라즈마(non-thermal plasma) 기술 중 하나인 DBD(dielectric barrier Discharge) 플라즈마는 현재 공간 플라즈마(volume plasma)기술로서 유해가스 처리에 많이 응용되고 있다.^(1~7) 이는 글로우 방전(glow discharge)의 대공간 여기(larger volume excitation)와 코로나 방전(corona discharge)의 고전압이 혼합된 형태로 효과적인

고에너지 전자의 발생원이 된다. 이러한 고에너지는 물질의 화학구조를 깨뜨려 플라즈마 내에 무수히 많은 이온들과 라디칼들이 존재하게 만든다.⁽¹⁾ Table 1에는 공기정화에 있어서 일반화된 전기적 기술 중 하나인 코로나 방전을 DBD와 함께 특성인자를 비교하여 나타내었다.⁽¹⁾

DBD 플라즈마에 의해 생성되는 전자의 에너지는 코로나 방전 기술보다 높기^(1,8,9) 때문에 근래에 와서는 HAPs(hazardous air pollutants)로 불리는 VOCs, NOx, CFCs, SOx 등의 물질을 단시간에 정화시키는데 유용한 기술로서 많이 연구되고 있다. 하지만, 이러한 기술은 입자의 집진에는 거의 응용되지 않고, 최근 Sano^(10,11) 등에 의해 DBD 하전기를 이용한 집진 연구가 시도된 적이 있는 정도이다. Table 1에서 나타나 있는 것과 같이 DBD 플라즈마내의 높은 전자에너지에 의해

* 연세대학교 대학원 기계공학과

† 책임저자, 회원, 연세대학교 기계공학과

E-mail : hwangjh@yonsei.ac.kr

TEL : (02)2123-2821 FAX : (02)312-2159

생성된 고농도의 이온들은 1 μm 이하 나노 입자의 하전에 효과적일 수 있으며, 따라서 DBD 플라즈마를 이용한 집진 성능에 관한 정량적인 평가가 필요하다.

최근 미세입자와 함께 나노입자의 제거에 대한 중요성이 정밀공학 분야 및 의학 분야 등에서 크게 부각됨에 따라 실내공기청정기술에 대한 관심이 커지고 있다.⁽¹²⁾ 실제로 실내공기청정에는 미세입자 및 가스상 물질에 대한 처리도 뒤따르게 되는데, 이러한 전체적인 오염물질의 제어를 위해서 실내공기 청정시스템은 세부적으로 입자상 및 가스상 물질을 처리하기 위한 복잡한 구조로 이루어져 있다. 이는 결국 공기청정에 대한 설비투자 및 유지비용을 증대시키는 문제를 초래할 수 있으며, 이에 대한 해결방법으로 하나의 처리 장치를 통한 입자상 및 가스상 물질의 동시 저감은 공기청정에 있어서 유용한 방법이 될 수 있을 것이다. 그러한 점을 미루어 볼 때, DBD 플라즈마를 이용해서 입자상 및 가스상 물질을 동시 저감하는 방법에 대한 연구의 필요성이 대두되고 있다.

DBD 플라즈마는 높은 전자에너지를 갖는 동시에 오존의 생성량이 크므로 오존생성 기술로서도 이용⁽¹³⁾된다. 반면에 공기정화 측면에서는 잔류오존량 문제를 가진다. 현재 코로나 방전을 이용한 공기청정기에서도 잔류 오존량에 대한 내용이 여러 논문에서 이미 언급되어 있다.⁽¹⁴⁻¹⁷⁾ 비교적 고농도의 HAPs의 처리에 DBD가 응용될 수 있는 분야의 경우, 산업공정 및 자동차 터널 등의 잔류오존은 크게 문제가 되지 않을 수 있지만,⁽¹⁸⁾ 일반 실내공기와 같은 저농도의 HAPs가 존재할 경우에는 잔류오존의 제거는 반드시 필요하다. 이미 미국에서는 실내용 공기청정기에서 발생하는 오존의 양을 0.05 ppm 이하로 규제하고 있으나,^(14,19) 국내에서는 아직 이러한 문제에 대한 구체적인 방편이 마련되어 있지 않은 상황이다. 최근 음이온 발생기의 보편화로 전기적 및 비전기적 공기청정기에서도 잔류오존은 문제가 될 수 있으며, 따라서 잔류 오존의 완벽한 제거와 함께 긴 수명을 지니는 추가 시스템이 필요하다.

본 연구에서는 궁극적으로는 DBD 플라즈마를 이용해서 입자상 및 가스상 오염 물질에 대한 동시 저감을 목표로 하지만 우선 이에 대한 기초 연구로서 DBD 플라즈마 기술이 입자 하전장치로

Table 1 Characteristics parameters of Corona and dielectric barrier discharge

	Corona Discharge	DBD
Pressure(bar)	1	1
Electric field(kV/cm)	0.5-50	0.1-100
Reduced field(Td)	2-200	1-500
Electron energy(eV)	5	1-10
Electron density(cm ⁻³)	10	10 ¹⁴
Degree of ionization	small	10 ⁻⁴

서의 역할에 대한 성능평가를 실험적으로 수행하였다. 또한 DBD 플라즈마를 통해 생성되는 잔류 오존의 제거에 대한 방법으로 DBD 후단에 조립상 MnO₂ 촉매 또는 활성탄 층(bed)을 설치하여 초기 제거성능 및 시간에 따른 제거성능 변화에 대한 실험을 수행하였다. 압력강하를 최소화 하기 위해 조립상 활성탄을 사용했으며, 가스상 오존제거 및 유해가스 처리에 있어서 높은 제거성능이 입증된 MnO₂ 촉매^(16,19)를 선택하였다.

2. 실험

DBD 하전부를 이용한 직경 1 μm 크기 이하의 나노 입자의 집진 성능 평가와 함께 DBD 하전부 내에서 형성되는 플라즈마에 의한 잔류 오존을 제거하는 실험을 나누어 실시하였다.

실내 부유 분진의 경우 약 입경이 2 μm 이내의 분진이 대부분을 차지하는데, 특히 입경 1 μm 이하의 입자들은 호흡기 내에 부착되어 인체에 유해하기 때문에 주요 제거 대상의 입자가 된다. 또한, 오존은 0.1 ppm 그리고 그 이상의 농도에서 오랜 시간 노출되면, 호흡기, 시각장애 및 정신질환에 까지 이를 수 있다.

2.1 집진실험

Fig. 1에 입자 집진 실험에 대한 장치를 나타내었다. 청정공기 공급부(clean air supply)를 통과한 공기 중 일부는 20 mm부터 1 μm 크기 영역의 입자를 DBD 하전기 내로 유입시키기 위해 전기가 열 튜브로(tube furnace, Lenton Furnaces model GTF12/25/364)와, 분무형 입자 발생기(atomizer)로 공급되며 나머지는 발생 입자의 회석과 실험 덕트 내의 유량 조절을 위해서 사용된다. 전기가 열

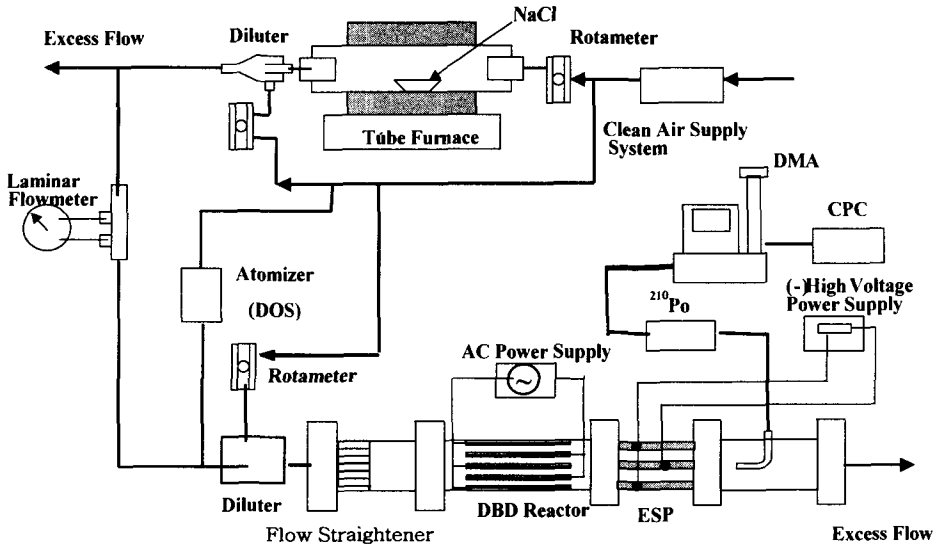


Fig. 1 Schematic diagram of particle collection experiment

튜브로에서 NaCl을 발생시키고, 분무형 입자 발생기에서는 DOS(diocetyl sebacate) 입자를 발생시켜 이들을 함께 혼합시켜 이중 모드의 크기 분포를 가지는 입자를 생성하였다. 전기가열 튜브로에서 발생하는 NaCl 입자의 크기분포는 약 20-100 nm이고, 분무형 입자 발생기에서 발생된 DOS 입자는 약 80-800 nm를 가진다. 발생된 이중 모드 입자(bimodal particle)는 DBD 하전부를 통과하게 되며, 이때 하전부를 통과하는 공기의 단면 유속은 0.64 m/s 이었다. DBD 하전부와 전기집진부를 통과한 입자의 수농도 변화는 DBD 하전부와 전기집진부의 전압 인가 유무에 따라 시스템 후단에 설치된 샘플링 프로브를 통해 입자 계측 장비인 SMPS(scanning mobility particle sizer, TSI 3936) 시스템으로 유입되어 측정된다.

발생 입자의 수농도, DBD 하전부만 전압이 인가되었을 경우 출구의 수농도, DBD 하전부와 집진부에 모두 전압이 인가되었을 경우 출구의 수농도를 통해 DBD 하전부만의 집진 효율과 DBD 하전부와 집진부 모두 전압이 인가되었을 때의 집진 효율을 아래의 식으로 나타낼 수 있다.

$$\eta_{DE} = 1 - \frac{C_{DE}}{C_0} \quad (1)$$

$$\eta_D = 1 - \frac{C_D}{C_0} \quad (2)$$

- where, η_{DE} : DBD on - ESP on
- η_D : DBD on - ESP off
- C_0 : 발생입자의 수농도(particles/cm³)
- C_{DE} : DBD on - ESP on에서의 출구 수농도
- C_D : DBD on - ESP off에서의 출구 수농도

DBD 하전부의 전극은 동박(copper foil)을 사용하였고, 가로, 세로 및 두께는 30mm × 80mm × 0.03mm 이었다. 유전 물질로 씌워진 판형 전극 간의 간격은 4 mm이고 4단으로 구성하였다. 스트리머 플라즈마가 발생하는 전류-전압 조건은 AC 10 kV - 1.1 mA(rms)이며, 주파수는 60 Hz로 하였다. DBD 하전부를 통과하여 하전된 입자는 고전압 (DC - 8 kV)이 가해지는 평판형 전기집진부에서 포집된다. DBD 하전부와 집진부의 전압 인가 유무에 따라 DMA(TSI 3081)와 CPC(TSI 3022A)를 통해 입자 크기 분포가 측정된다. 좀더 세부적인 집진 실험에 대해서는 강석훈 등⁽²⁰⁾의 논문에서 자세히 언급되어 있다.

2.2 잔류오존 제거 실험

Fig. 2와 같이 실험장치를 구성하였다. Fig. 1의 DBD 하전부 부분을 1단으로 축소하여 오존 발생량의 정량화를 용이하게 하도록 시스템구성을 보충하였다. DBD 하전부 내의 전극은 집진실험과 마찬가지로 0.03 mm 동박(copper foil)을 사용하였다. 운모(mica)로 구성된 판형 DBD 하전부에 청

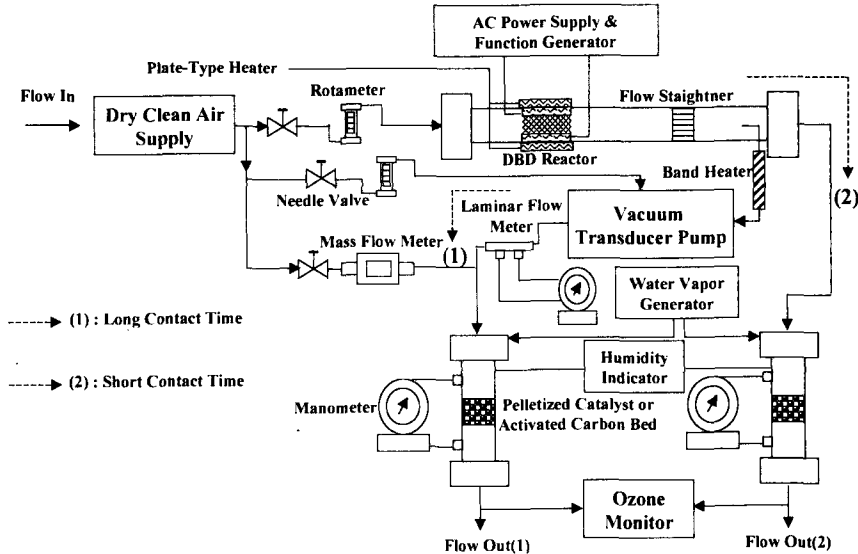


Fig. 2 Schematic diagram of residual ozone decomposition experiment

정공기 공급부를 통해 공기를 유입시켜 오존을 발생시켰다. 발생된 오존은 DBD 하전부의 후단에 설치한 조립상(pelletized) MnO_2 촉매 혹은 활성탄 충전 층을 통과시켜 출구에서 오존측정기 (PortaSens II, Ati, resolution 0 - ± 2 %)를 이용하여 측정하였다. 오존측정기는 회석을 통해 보정하여 사용하였는데, 회석되지 않은 오존 농도를 절대값으로 두고, 이 오존을 2-30 배로 청정공기로 회석하여 각 회석비에 해당하는 오존 농도를 기록하였다. 기록한 데이터로부터 보정식을 얻은 후에 실제 실험에서 측정되는 값에 그 식을 적용하여 측정값을 정리하였다. 측정범위가 5-40 ppm 일 때와 0.01-5 ppm 일 때의 R^2 (R : regression coefficient)는 각각 1과 0.99이었다.

오존제거를 위하여 사용된 방법은 크게 세 가지로 잔류오존을 공기에 일정한 체류시간을 둔 후에 초기와 나중의 농도차로 제거율을 확인하는 방법과, 잔류오존에 대해 일정 체류시간 동안 열을 인가하여 제거하는 방법, 마지막으로 조립상 MnO_2 촉매와 활성탄을 DBD 하전부 후단에 추가로 설치하여 MnO_2 촉매에 의한 화학적 제거와 또는 활성탄의 흡착 제거를 하는 방법을 실험에 적용하였다.

오존 제거에 사용된 Bed(2cm×8cm×5cm) 충전물인 조립상 MnO_2 ($\phi 5$ mm pellet, Carulite 200 Catalyst, Carus Chemical)와 활성탄($\phi 4$ mm pellet,

석탄 조립 활성탄, 동양탄소(주))을 모두 오븐에서 약 100 °C로 24 시간 건조 후 데시케이터에서 상온으로 건조하여 사용하였다. Bed로 유입하는 오존의 농도는 37 ppm로 하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 집진특성

Fig. 3에는 전기튜브로 발생된 NaCl 입자와 분무형 입자 발생기로 발생한 DOS 입자를 실험 덕트로 동시에 유입시켜 입자 크기에 따른 개수 분포를 나타내었다. 대부분의 입자 수농도를 10^5 particles/cm³ 이상으로 하였다.

Fig. 4에는 Fig. 3에서 나타낸 이중모드 (bimodal) 입자에 대한 집진 결과를 나타내었다. DBD 하전부와 전기집진부 모두를 on한 상태에서의 집진성능은 입자의 크기가 커질수록 증가하는 경향을 나타내었고, DBD 하전부만에서의 집진은 100 μm 근방에서 가장 낮아짐을 나타내었다. 반면, DBD 하전부 내에서 100 μm 크기 영역이 하 및 이상에서는 집진율이 상승하는 경향을 보였는데, 100 μm 크기 이상의 입자는 크기가 커짐에 따라 입자의 이온과의 충돌 확률이 높아짐에 따라 하전이 잘 되어서이며, 100 μm 크기 이하의 입자는 이보다 큰 입자들보다는 하전가능성이 감소되지만, 작은 입자에 대한 상대적으로 작은 관

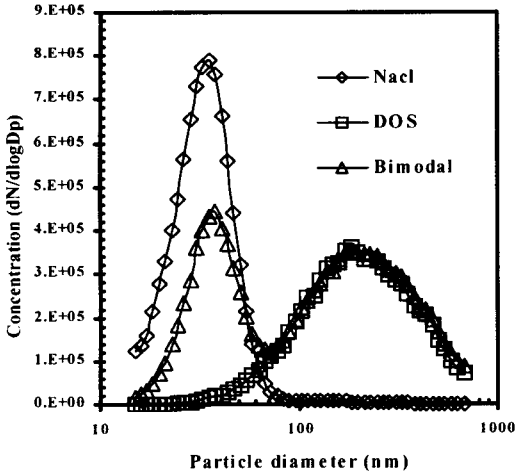


Fig. 3 Particle size distribution

성력을 지니고 있기 때문에 하전이 되는 즉시 DBD 하전부에 집진되어 버리는 특성에 의해서이다. 단극성 하전을 통한 집진의 경우에서 Boelter⁽¹⁷⁾와 Yoo⁽²¹⁾의 논문에서 나타낸 1 μm 크기 이하의 범위 중 약 200 nm 입자 크기 영역에서 집진효율이 낮은 현상과는 다르게 DBD 하전부에서만 100 nm 입자 크기 영역이 집진효율이 낮았다. DBD 하전부내에서 AC 전기장의 특성에 의한 양, 음 이온의 존재의 의한 하전-중화의 반복과 입자가 지나는 관성력의 조합으로 DBD 하전부에서 저집진 효율 대역이 100 nm 근방으로 나타났으며 하전은 되었으나 DBD 하전부에 집진되지 않은 100 nm 크기 근방의 입자들은 후단의 전기집진부에서 DC 전기장에 의해 집진됨으로 전체 시스템에 대해서는 입자 크기 증가에 따라 집진효율이 비례하는 결과를 나타내었다.

3.2 오존 제거 특성

Fig. 5에 전기적 조건에 따른 오존의 생성특성을 나타내었다. DBD 하전부에 인가되는 주파수의 상승에 따라 방전 개시 전압-전류 모드는 함께 증가하는데, 이 때 오존량이 증가^(14, 22-24)하는 결과를 보였다. 또한 DBD 하전부 내로 유입하는 단면유속에 따른 전기적 모드의 변화는 없으나, 단면유속의 증가는 DBD 하전부 내를 지나는 공기의 체류시간을 감소시키기 때문에 오존 생성량이 적어지는 결과를 보였다.

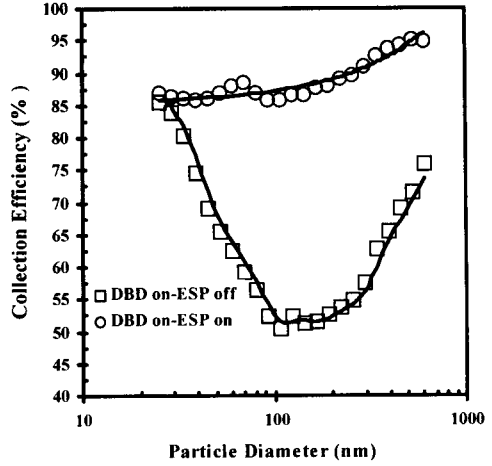


Fig. 4 Collection efficiency(60 Hz, 10 kV, face velocity = 0.64 m/s)

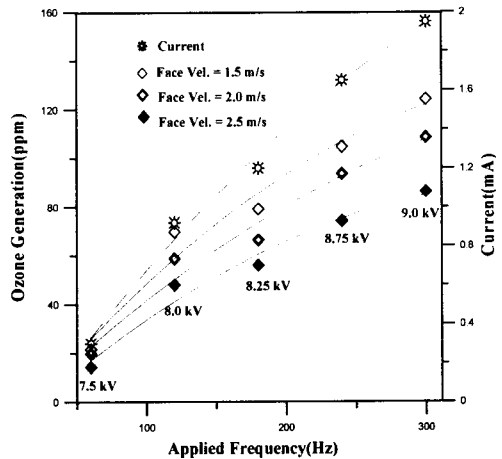


Fig. 5 Ozone Generation and Electrical Characteristics

이와 같이 생성된 오존을 제거시키는 여러 방법이 있는데 먼저 열을 가하는 방법⁽²²⁻²⁶⁾으로 실험을 수행하였다. 오존을 벤드히터가 감겨 있는 관에 2 초 이상의 체류시간 동안 두어 오존 제거를 확인한 결과를 Fig. 6에 나타내었다. 2초 이상의 체류시간에서는 오존이 약 150 °C 부근에서 거의 제거됨을 확인할 수 있었다. Fig. 7에는 DBD 전극에 판형 히터를 부착하여 전극 자체의 온도를 상승시켜 발생하는 오존을 제거하는 방법을 이용한 결과를 나타내었다. 국내의 상용 공기청정기

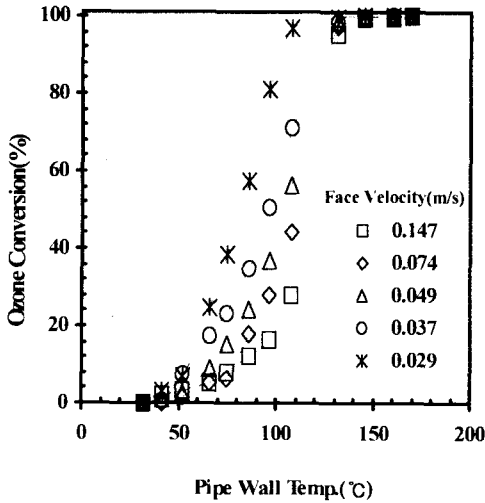


Fig. 6 Thermal decomposition of residual ozone in heated pipe

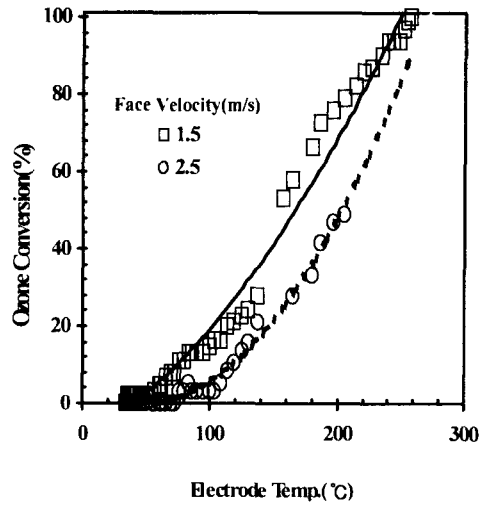


Fig. 7 Thermal decomposition of residual ozone in heated electrode

에 적용되고 있는 단면유속 범위 중 1.5 m/s의 경우 약 250 °C 에서 대부분 오존이 제거가 되었으나, 2.5 m/s의 단면유속에서는 오존 제거율이 저조함을 확인할 수 있다. 이상의 결과로부터 DBD 하전부에서 일정량의 오존이 발생하는 경우 이를 완전히 제거하기 위해서는 고온과 느린 단면유속의 조건이 필요함을 알 수 있었다. 그러나 실제로 100 °C 이상의 온도를 DBD 시스템에 적용하면, 약 100 W(watt) 이상의 전력이 추가적으로 소모되는 문제가 있다.

다음의 결과는 잔류오존을 제거하는데 있어서 열을 이용하는 것보다 효율적인 방법으로 선정된 조립상 MnO₂ 촉매와 활성탄을 사용한 결과이다. 수분의 영향을 최대한 배제하기 위해 건조조건 (R.H. 25 %)하에서 오존 제거율을 측정하였다. Fig. 8에서는 조립상 MnO₂ 촉매와 활성탄 및 오존의 자가제거와 열제거에 대한 특성을 함께 비교하여 나타내었다. 자가제거는 잔류오존에 열을 가하거나, 촉매 및 활성탄 등으로 제거하지 않고 공기에 그대로 노출시켰을 때의 오존 제거를 의미한다. 잔류오존과 MnO₂ 촉매 혹은 활성탄과의 접촉시간은 단면유속이 0.5 m/s를 기준으로 그 이하와 이상을 Short Contact과 Long Contact로 나누어 실험하였다. 물리적으로 고온 조건이 형성되어 있어도 접촉시간이 Long Contact 영역인

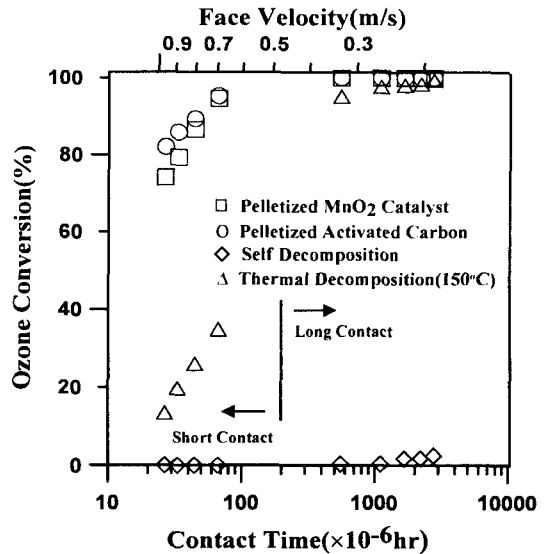
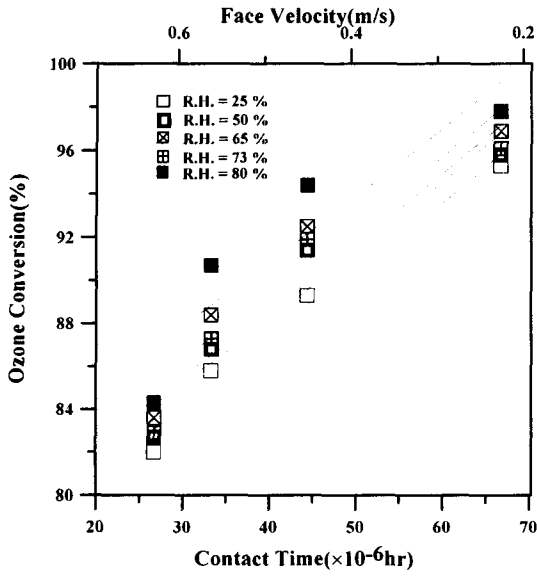
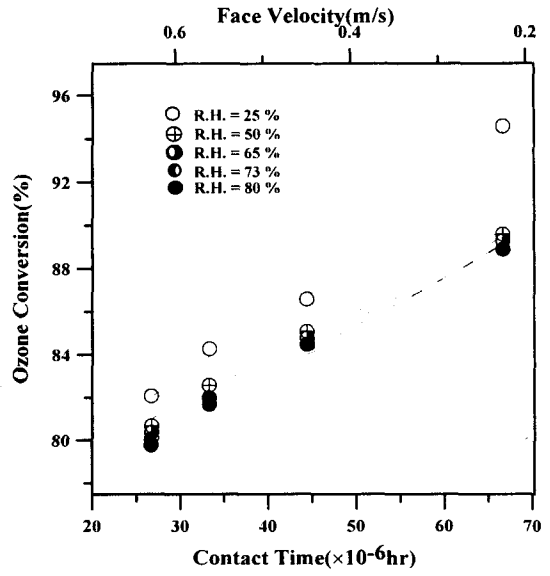


Fig. 8 Comparison of ozone decomposition of different method(25 % R.H.)

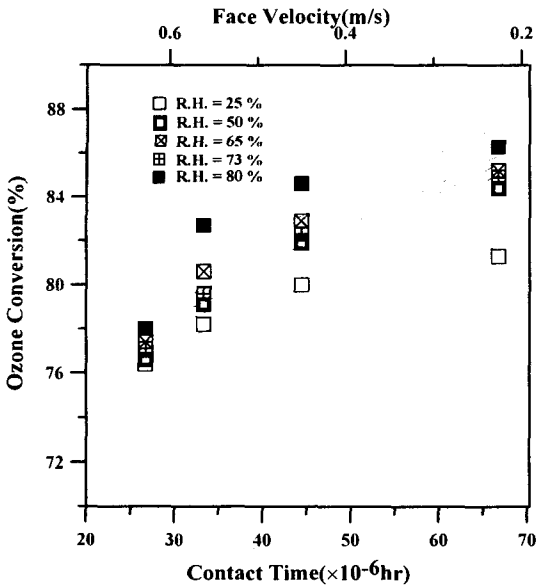
1000 × 10⁶ hr 이상이 되어야 제거율이 90 % 이상이 되지만, 조립상 MnO₂ 촉매 또는 활성탄이 DBD 하전부 후단에 추가로 설치되어 있을 때에는 Short Contact 영역인 100 × 10⁶ hr 이하에서도 90 % 이상의 제거효율을 가지는 것을 확인할 수 있었다.



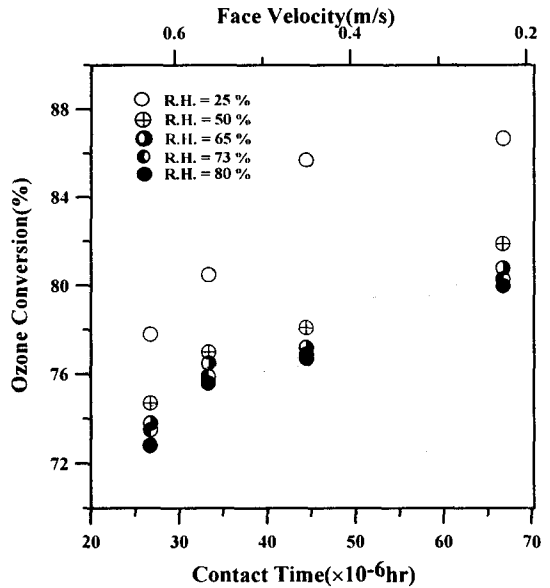
(a) Initial Condition



(a) Initial Condition



(b) After 5-hr Performance



(b) After 5-hr Performance

Fig. 9 Effect of relative humidity on % conversion of ozone(activated carbon)

Fig. 9에는 조립상 활성탄으로 충전된 Bed의 상대습도 변화에 따른 오존 제거 특성을 실험 초기와 5시간 이후의 성능을 (a)와 (b)에 각각 나

Fig. 10 Effect of relative humidity on % conversion of Ozone(MnO_2 Catalyst)

타내었다. 또한 Fig. 10 에서는 조립상 MnO_2 촉매로 충전된 Bed의 상대습도 변화에 따른 오존 제거 특성을 실험 초기와 5시간 이후의 성능을

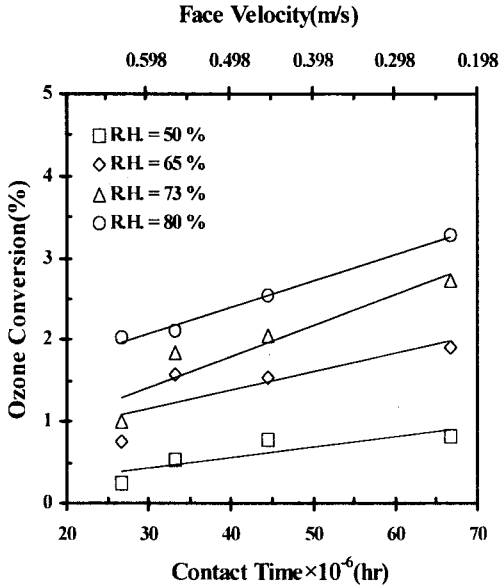
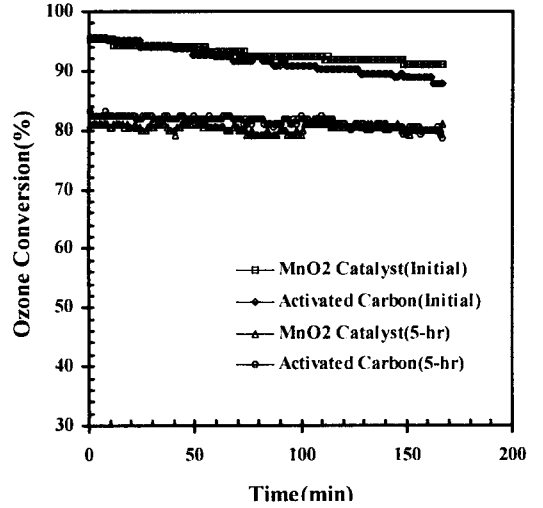


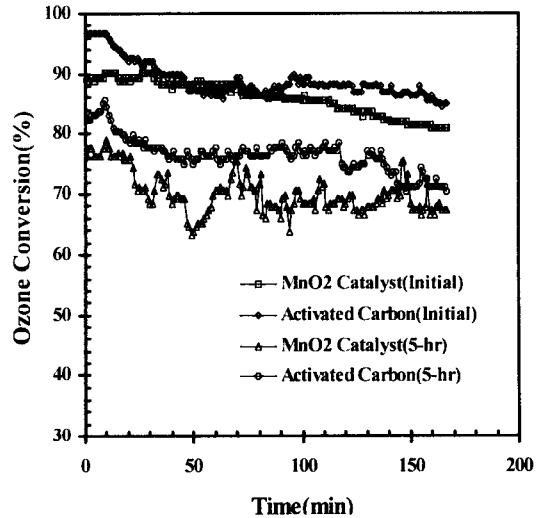
Fig. 11 Ozone absorption by water vapor

(a)와 (b)에 각각 나타내었다. 상대습도는 25 % (22 °C)에서 80 % (29 °C)까지 변화시켰는데 이는 최근 5년간 서울의 상대습도 자료에 근거하여 건조조건일 때와 습윤조건일 때를 각각 25 %, 80 %로 하고, 봄과 가을철 평균 상대습도를 65 %, 여름과 겨울철 평균 상대습도를 각각 73 %, 50 %로 하였다.

사용초기와 5시간 사용 이후의 차이는 단순히 시간이 지남에 따른 성능 약화의 경향을 보여줌과 동시에 조립상 MnO₂ 촉매는 상대습도 증가에 따라 오존 제거 성능이 떨어지지만,^(16, 19) 활성탄의 경우 상대습도 증가에 따라 오히려 오존 제거 성능이 조금씩 상승하는 결과를 나타내었다. 이는 촉매의 오존 제거 메커니즘이 MnO₂ 촉매의 경우는 촉매 표면에서의 화학반응에 의해서^(16, 19) 이므로 촉매 표면이 수분으로 가려져 표면의 활성도가 낮아지게 되어서이고, 활성탄의 경우에는 오존 흡착(adsorption)에 의한 제거를 주로 하기 때문에 수분의 영향을 받지 않아서이다. 그리고 조립상 활성탄의 경우 상대습도 증가에 따라 오존 제거율이 상승하는데, 이는 Fig. 11의 결과가 보여주는 것과 같이 상대습도가 증가할수록 오존이 수분에 흡수(absorption)되는 양이 많아지기 때문이다. 이 데이터에서의 0에 대한 기준은 상대



(a) Dry condition



(b) Wet condition

Fig. 12 Change of average rate of the decomposition of ozone on MnO₂ catalyst and activated carbon during 3-hr running

습도가 25 %일 때로 하였다.

Fig. 12에는 조립상 촉매와 활성탄의 시간에 따른 성능 변화 곡선을 건조 및 습윤 상태에 대해서 그림 (a)와 (b)에 각각 나타내었다. 건조와 습윤의 조건은 상대습도가 각각 25 %와 85 % 일 때로서 뚜렷하게 건조하고 습한 조건에서의 오존

제거 성능의 시간에 대한 변화를 확인하기 위해 나누었다. 실험 소요 시간을 줄이기 위해 Fig. 12의 실험에서는 단면유속을 1.5 m/s로 하였다. 건조상태에서는 초기 3시간 오존 제거 성능이 MnO₂ 촉매가 평균 3 % 정도 우수함을 보였지만, 5시간 이후에는 MnO₂ 촉매의 성능 감소율이 커져서 조립상 활성탄의 성능이 평균 2 % 정도 높았다. 이는 건조상태라도 공기 중에 수분이 존재하기 때문에 수분에 영향을 받지 않는 조립상 활성탄의 성능 감소율이 MnO₂ 촉매보다 작은 것에서 비롯된 것임을 알 수 있다. 그리고 습윤상태에서는 초기 및 5시간 이후의 성능이 모두 MnO₂ 촉매보다 활성탄의 제거효율이 평균 5 % 정도 높았는데, 건조상태보다 상대습도가 높은 조건일수록 MnO₂ 촉매의 성능저하가 커지는 경향에 일치함을 알 수 있다.

4. 결 론

(1) DBD 하전부를 이용한 2단형 전기집진 시스템에서 직경 1 μm 이하인 입자의 집진효율은 약 90 % 이었다.

(2) DBD 하전부에서 나오는 잔류 오존은 상온에서 단면유속이 0.5 m/s 이상일 때, 자가제거와 열적제거에 의한 방법보다 조립상 MnO₂ 촉매 또는 활성탄 충전층을 추가로 설치하였을 때 제거효율이 약 60 % 정도 높았다.

(3) 활성탄과 MnO₂ 촉매에 대해 상대습도에 따른 오존 제거 효율을 비교하였을 때, 활성탄은 상대습도가 25 %에서 85 %로 증가하면 오존 제거 효율이 초기와 5 시간 이후에 각각 3 %와 5 % 정도 증가하였다. 반면에 상대습도를 활성탄과 같이 증가시키면, 오존 제거 효율이 초기와 5 시간 이후에 각각 3 %와 6 % 정도 감소하였다. MnO₂ 촉매는 상대습도가 증가하면 오존 제거 효율이 감소하였다.

(4) 단면유속을 1.5 m/s 고정하였을 때의, 활성탄과 MnO₂ 촉매의 사용시간에 대한 성능변화를 확인한 결과 건조상태에서는 초기 3 시간 오존 제거 성능이 MnO₂ 촉매가 평균 3 % 정도 우수함을 보였지만, 5 시간 이후에는 MnO₂ 촉매의 성능 감소율이 커져서 조립상 활성탄의 성능이 평균 2 % 정도 높았다. 그리고 습윤상태에서는 초기 및 5시간 이후의 성능이 모두 MnO₂ 촉매보다

활성탄의 제거효율이 평균 5 % 정도 높았다.

후 기

본 연구는 환경부에서 지원하는 차세대핵심환경기술 과제(과제번호: 2002-2-0498)에 의해 수행되었으며, 이에 관계자 여러분께 감사드린다. 또한, 활성탄을 제공해 준 (주)동양탄소 관계자에게 감사드린다.

참고문헌

- (1) Eliasson, B., 1991, "Nonequilibrium Volume Plasma Chemical Processing," *IEEE Trans. Plasma Sci.*, Vol. 19, No. 6, pp. 1063~1077.
- (2) Einaga, H., Ibusuki, T., and Futamura, S., 2000, "Performance Evaluation of Hybrid Systems Comprising Silent Discharge Plasma and Catalysts for VOC Control," *IEEE Ind. Appl. Conf.*, Vol. 2 pp. 858~863.
- (3) Nagao, I., Nishada, M., Yukimura, K., Kambara, S., and Maruyama, T., 2001, "NOx Removal Using Nitrogen Gas Activated by Dielectric Barrier Discharge at Atmospheric Pressure," *Vacuum*, Vol. 65, pp. 481~487.
- (4) Takaki, K., Jani, M. A., and Fujiwara, T., 1999, "Removal of Nitric Oxide in Flue Gases by Multipoint to Plane Dielectric Barrier Discharge," *IEEE Trans. Plasma Sci.*, Vol. 27, No. 4, pp. 1137~1145.
- (5) Okubo, M., Kuroki, T., Kametaka, H., and Yamamoto, T., 2001, "Odor Control Using the AC Barrier-Type Plasma Reactors," *IEEE Trans. Industry Applications*, Vol. 37, No. 5, pp. 1447~1455.
- (6) Wilson, C. R., Giddings, T. J., and Smith, P. W., 1997, "The Use of Barrier Discharges for Pollution Control," *The Institution of Electrical Engineers*, pp. 14/1~14/3.
- (7) Falkenstein, Z., 1998, "Application of Dielectric Barrier Discharges," *12th Int. Conf. High-Energy Particle Beams*, pp. 117~120.
- (8) Penetrante, B. M., Hsiao, M. C., and Merritt, B. T., 1995, "Comparison of Electrical Discharge

- Techniques for Nonthermal Plasma Processing of NO in N₂," *IEEE Trans. Plasma Sci.*, Vol. 23, No. 4, pp. 679~687.
- (9) Futamura, S., Einaga, H., and Zhang, A., 2001, "Comparison of Reactor Performance in the Nonthermal Plasma Chemical Processing of Hazardous Air Pollutants," *IEEE Trans. Plasma Sci.*, Vol. 37, No. 4, pp. 978~985.
- (10) Sano, Y., Kuroda, Y., Kawada, Y., Takahashi, T., Ehara, Y. and Ito, T., 2001, "Effect of Electric Source Frequency at ESP by Barrier Discharge System," *J. Aerosol Sci.* Vol. 32, pp. 883~884.
- (11) Hosoi, K., Sano, Y., Kawada, Y., Takahashi, T., Ehara, Y., Ito, T., Zukeran, A., Kono, Y. and Yasumoto, K., 2002, "Cleaning Technique of Collecting Electrode for Barrier Discharge Type Electrostatic Precipitator," *6th Int. Aerosol Conf.*, pp. 973~974.
- (12) Hwang, J., 2002, "Air Cleaning Technologies Using Nonthermal Plasma," *Korean Society of Air cleaning Tech.*, Vol. 56, pp. 87~89.
- (13) Rice, C. R. and Netzer, A., 1982, Handbook of Ozone Technology and Applications, *Ann Arbor Science*, pp. 41~75.
- (14) Dorsey, J. A. and Davidson, J. H., 1994, "Ozone Production in Electrostatic Air Cleaners with Contaminated Electrodes," *IEEE Trans. Industry Applications*, Vol. 30, No. 2, pp. 370~376.
- (15) Viner, A. S., Lawless, P. A., Ensor, D. S., and Sparks, L. E., 1992, "Ozone Generation in DC-Energized Electrostatic Precipitators," *IEEE Trans. Industry Applications*, Vol. 28, No. 3, pp. 504~512.
- (16) Oyama, S. T. and Dhandapani, B., 1997, "Gas Phase Ozone Decomposition Catalysts," *Applied Catalysis B : Environmental*, Vol. 11, pp. 129~166.
- (17) Boelter, K. J. and Davidson, J. H., 1997, "Ozone Generation by Indoor, Electrostatic Air Cleaner," *Aerosol Sci. Technol.*, Vol. 27, No. 6, pp. 689~708.
- (18) Einaga, H., Ibusuki, T., and Futamura, S., 2001, "Performance Evaluation of a Hybrid System Comprising Silent Discharge Plasma and Manganese Oxide Catalyst for Benzene Decomposition," *IEEE Trans. Industry Applications*, Vol. 37, No. 5, pp. 1476~1482.
- (19) Lin, J., Kawai, A., and Nakajima, T., 2002, "Effective Catalysts for Decomposition of Aqueous Ozone," *Applied Catalysis B: Environmental*, in press.
- (20) Kang, S. H., Ji, J. H., Byeon, J. H. and Hwang, J., 2002, "Collection Efficiency of Nano Particles by Electrostatic Precipitator Using Dielectric Barrier Discharge," *Korean Society of Mechanical Engineering*, in press.
- (21) Yoo, K. H., Lee, J. S. and Oh, M. D., 1997, "Charging and Collection of Submicron Particles in Two-Stage Parallel Electrostatic Precipitators," *Aerosol Sci. Technol.*, Vol. 27, No. 3, pp. 308~323.
- (22) Linmao, L., Jingfu, G., Jie, L. and Lianxi, S., 1997, "The Effect of Corona Wire Heating and Geometry on Ozone Generation in a Negative Ion Air Cleaner," *IEEE Industry Applications Conf.*, Vol. 3, pp. 1744~1749.
- (23) Ohkubo, T., Hamasaki, S., Nomoto, Y., Chang, J. S., and Adachi, T., 1990, "The Effect of Corona Wire Heating on the Downstream Ozone Concentration Profiles in an Air-Cleaning Wire-Duct Electrostatic Precipitator," *IEEE Trans. Plasma Sci.*, Vol. 26, No. 3, pp. 542~549.
- (24) Moon, J. D., Lee, G. T., and Geum, S. T., 2000, "Discharge and NO_x Removal Characteristics of Nonthermal Plasma Reactor with A Heated Corona Wire," *J. Electrostatics*, Vol. 50, pp. 1~15.
- (25) Sydney, W. B. and Arthur, E. A., 1957, "Mechnism of the Gas Phase, Thermal Decomposition." *J. Chemical Physics*, Vol. 26. No. 6, pp. 1718~1726.
- (26) Liu, L., Guo, J., Li, J., and Sheng, L., 2000, "The Effect of Wire Heating and Configuration on Ozone Emission in A Negative Ion Generator," *J. Electrostatics*, Vol. 48, pp. 81~91.