

## 무기악취와 슬러지 동시처리를 위한 저온플라즈마의 적용

### Application of Non-Thermal Plasma for the Simultaneous Removal of Odor and Sludge

황현정 · 안해영 · 신승규 · 송지현\*

Hyun Jung Hwang · Hae Young Ann · Seung Kyu Shin · Ji Hyeon Song\*

세종대학교 토목환경공학과

(2009년 11월20 접수, 2010년 2월8일 수정, 2010년 2월 12일 채택)

#### Abstract

In this study, odorous compounds emitted from various wastewater treatment were treated with using the non-thermal plasma reaction, and the effluent gas from the plasma reactor was introduced to a waste sludge reactor to achieve simultaneous sludge reduction. Hydrogen sulfide, the model odorous compound, was removed at 70% using the plasma reaction, and greater than 99% removal efficiency was observed when treated by the sludge reactor. In addition, the sludge reactor showed a high efficiency of ozone removal. As ozone reacted with sludge, oxidation with organic matters took place, and total COD decreased by 50~60% and soluble COD increased gradually. As a result, the integrated process consisting of the non-thermal plasma and the sludge reactor can be successfully applied for the simultaneous treatment of malodorous gas and waste sludge.

**Key words** : Odor, Hydrogen sulfide, Non-thermal plasma, Sludge, Ozone, Solubilization

#### 요약

본 연구에서는, 하폐수 처리시설에서 발생하는 기체상 무기악취물질을 저온 플라즈마 공정으로 제거하고, 악취물질과 반응 후 배출되는 오존 함유 배가스로 유기성 슬러지의 감량과 가용화 효과를 얻고자 복합반응기를 구성하였으며 일련의 실험을 진행하였다. 플라즈마를 통과한 대상 무기악취물질인 황화수소는 플라즈마를 단독으로 거쳤을 시 약 70%의 처리효율을 보였으며, 최종적으로 슬러지 반응조까지 통과했을 경우는 99% 이상의 처리효율을 보였다. 이 때 플라즈마 공정에서 배출되는 가스에 포함된 오존은 슬러지 반응조를 통과하여 90~100%의 제거효율을 보였다. 배가스가 슬러지 반응기에 산기되면, 유기물 산화가 단계적으로 진행되며 4시간 반응 시 슬러지의 TCOD는 약 50~60% 감소하고 SCOD는 4~5배 증가하였다. 따라서 가용화율은 운전 시간이 지날수록 증가하여 4시간 이후 약 10%까지 증가하였다. 결과적으로 저온 플라즈마와 슬러지 산기반응조 복합공정을 적용하면, 하폐수 처리시설 운영상에 나타나는 악취배출과 잉여슬러지 처분 문제에 동시 적용할 수 있을 것으로 판단된다.

**주제어** : 무기악취, 황화수소, 저온플라즈마, 슬러지, 오존, 가용화, 감량화

\* Corresponding author Tel:+82-2-3408-3819, Fax:+82-2-3408-4332, E-mail: songjih@sejong.ac.kr(Song, J.H.)

## 1. 서론

생활하수 및 공장폐수를 처리하는 하폐수 처리시설은 환경 기반시설로서 인구 증가 또는 상수 및 용수 사용량 증가에 따라 그 역할이 증대되고 있다. 그럼에도 불구하고, 하폐수 처리장의 다양한 처리 공정에서 발생하는 악취 문제로 인해 주변 시민들에게는 혐오시설로 인식되어 주민과 지자체간의 갈등을 야기하고 있다. 또한 생물학적 처리공정인 활성슬러지에서 폐기되는 하폐수 슬러지 처리/처분 문제가 주요 환경적 이슈로 대두되고 있다.

하폐수 처리시설에서 발생하는 주요 악취 유발물질은 황화수소메르캅탄류아민류 등이며(팽중인, 2004; 박귀환, 2005; 김정웅, 2006), 주로 사람의 후각기관을 자극하며 주로 정신적, 심리적 피해를 야기한다. 이런 악취물질들은 주로 발생원 인근지역으로 한정되나 풍향, 풍속, 기온, 역전 등의 기상학적 조건들에 의해 먼 거리까지도 영향을 미칠 수 있다. 악취문제에 의한 민원이 급증함에 따라 정부에서는 2005년 2월부터 악취방지법을 시행하고, 민원이 다발하는 악취배출 사업장을 중점 관리하고 있다(환경부, 2004).

하폐수 처리장에서 발생한 악취의 제어 기술은 물리화학적 처리방법, 생물학적 처리방법으로 분류될 수 있으며(이주상, 2001), 악취 발생량과 그 농도에 따라 적용하는 기술을 달리한다. 이 중 저온 플라즈마 공정(Non-Thermal Plasma)은 전기장 내에서 전자가 강력한 에너지를 가지고 가속되어 물리화학적 반응을 일으키는 것을 응용한 것으로서, 반응을 통해 산소 또는 수증기에서 OH 라디칼(OH Radical)을 생성하며 악취 물질을 산화시킨다. 저온 플라즈마 공법은 상온 대기압 상태에서 운전이 가능하며, 악취 처리효율이 높고, 다른 기술들과의 접목이 용이하여 다양한 형태의 하이브리드 기술이 가능하다는 장점이 있다(김현하, 2006; Yamamoto, 1992; Hayashi, 2001). 플라즈마 공정에서는 산화 과정 중 부산물인 기체상 라디칼과 오존(Ozone)이 발생한다. 오존은 산소원자 3개로 구성되는 물질로서 성층권과 대류권에 존재하며, 대류권에 존재하는 오존의 경우 광화학스모그의 원인물질인 옥시던트(Oxidant)의 대표적 물질이다. 따라서 플라즈마 공정 후 배출 가스에 오존이 포함될 경우 재처리가 필요하다는 단점이 있다(박찬진, 1999).

하폐수 처리시설의 또 다른 대표적 문제는 과량의 슬러지 발생과 처리/처분이다. 2007년말 기준으로 전국 357개 하수처리시설(500톤/일 이상)에서 연간 2,744,201톤이 폐기되었으며, 그 중 68.1%이 해양배출로 처리하고 있고, 그 밖의 방법으로 재활용(13.9%), 육상 매립(3.9%), 소각(12.8%), 기타(1.2%)의 순으로 처리되고 있는 실정이다

(환경부, 2008). 그러나 2003년 7월부터 1일 처리용량이 10,000m<sup>3</sup> 이상인 하폐수 처리시설에서 발생하는 슬러지는 직매립이 법적으로 금지되었고, 가장 큰 비중을 차지하는 해양배출 역시 런던 덤핑조약 등에 의해 규제가 강화됨에 따라 환경부는 2011년 말까지 해양배출을 완전 금지하는 것을 목표로 하고 있어 하수 슬러지의 보다 효율적인 처리대안이 필요한 실정이다(환경부, 2008).

대부분의 하폐수 처리시설에서 발생하는 슬러지는 일차적으로 혐기성 또는 호기성 소화과정으로 처리되고 있다. 특히 혐기성 소화 공정은 적정 처리 수준까지 도달하기까지 20~30일의 긴 체류시간이 요구된다(Carballa, 2007). 소화 과정 중 슬러지의 성상이 복잡하고 불균일하다는 점 때문에 소화조의 용량이 대형화되는 문제를 가지고 있다(이명주, 2008). 따라서 슬러지를 미생물이 분해하기 쉬운 용존성 물질로 전환시키는 가용화(Solubilization) 기술은 소화조의 규모를 축소할 수 있는 방안으로 다방면으로 연구되고 있으며, 크게 물리적 처리 방법(Muller, 2000), 열 가수분해법(Balindhaug, 1992), 화학적 가수분해법(Tanaka, 1997), 산화처리법(Song, 1992)으로 나눌 수 있다. 화학적 처리 방법 중 오존처리는 슬러지 내에 오존이 용존되어 OH 라디칼로 전환되고, 라디칼 산화작용에 의해 슬러지의 고형물 감량과 세포분해를 유도하는 기술이다. 오존처리는 비용당 처리효율이 높고 유기물 분해를 통해 외부 탄소원 공급에 들어가는 비용을 크게 절감할 수 있어 슬러지 처리/처분공정에 널리 사용되고 있다(Ahn, 2002).

본 연구는 하폐수 처리시설에서 악취와 잉여 슬러지가 동시에 문제 시 되고 있는 점에 착안하여, 일차적으로 저온 플라즈마 공정을 통해 가스상 무기악취(황화수소) 저감 효과를 확인하였다. 또한 플라즈마를 이용한 기체상 악취물질 제거 과정에서 발생하는 오존이 포함된 배출가스를 슬러지 반응조 내에 적용시켜 슬러지의 감량화와 가용화 효과를 동시에 확인하고자 하였다.

## 2. 실험재료 및 방법

### 2.1 대상 슬러지의 특성

본 실험에서는 서울 중랑 물재생센터의 농축 슬러지를 대상으로 실험을 진행하였다. 슬러지는 기상 조건 또는 공정 자체의 상황에 따라 슬러지 내의 유기물 농도가 달라지므로 슬러지의 농도에 따른 실험의 재현성을 위해서 실험에 적용한 슬러지의 성상 및 운전조건이 같은 물재생센터 배출수를 이용하여 농도를 조절하였다. 슬러지의 성상은 **Table 1**에 나타내었으며, Sludge #1은 TCOD (Total Chemical Oxygen Demand) 기준 3,200 mg/L 수준, Sludge #2는

Table 1. Characteristics of activated sludge used in this study(average)

Items(mg/L)	Sludge #1	Sludge #2	Sludge #3
TCOD <sub>cr</sub>	3,219	4,420	5,788
SCOD <sub>cr</sub>	108	128	94
SS	2,908	4,200	5,600

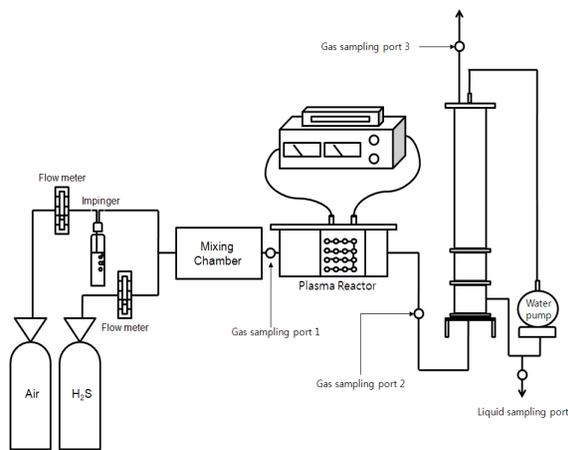


Fig. 1. Schematic diagram of plasma reactor and sludge reactor

4,500 mg/L, Sludge #3은 5,800 mg/L 수준에서 실험을 진행하였다.

## 2.2 실험장치 및 구성

Fig. 1은 악취 저감 실험과 슬러지 가용화 실험에 적용된 복합 반응기의 모식도이다. 반응기는 크게 저온 플라즈마 반응기와 슬러지 반응조로 나누어진다. 저온 플라즈마 반응기는 DBD(Dielectric Barrier Discharge) 방식으로 총 32개의 세라믹 유전체와 금속선으로 구성되었으며, 전원공급장치(Power supply)를 통하여 반응기 내에 전력을 공급하였다. 투입된 소비전력(W)은 전압(kV)과 전류(mA)의 곱으로 계산되며, 플라즈마 반응기의 제거효율이 일정해지는 시점인 13W에 고정하여 실험을 진행하였다.

실험에 적용한 무기악취인 황화수소(hydrogen sulfide)는 공기와 mixing chamber에서 혼합하여 11±2 ppm 범위로 농도 조절한 후, 반응기에 3L/min(체류시간 10초)의 유량으로 투입하였다. 플라즈마 공정에서 발생하는 오존의 농도는 유입 기체 내의 상대습도에 의해 좌우되므로 기체 유입시 impinger를 통해 유입되는 기체의 상대습도가 100%가 되게 하였다. 플라즈마 반응기를 거친 유입기체는 슬러지 반응조 내의 산기석을 통과해 기포 형태로 슬러지와 접촉한다. 슬러지 반응조 내에는 1.2L의 농축조 슬러지를 투입하였

으며, 슬러지와 오존이 접촉하여 분해되는 과정에서 발생하는 거품이 반응기 외부로 유출되는 것을 막기 위한 노즐을 설치하여 water pump를 통해 슬러지가 내부 순환 혼합되게 하였다.

## 2.3 분석 방법

실험분석은 기상 측정항목과 액상 측정항목으로 구분되며, 기상에서 황화수소는 화학산화법을 적용한 연속측정장치인 multiRAE Plus (RAE system, USA)를 통하여 측정하였으며, 기상 오존농도는 50~1,000 ppm 범위의 검지관(KITAGAWA, JAPAN)을 사용하여 측정하였다. 활성 슬러지의 TCOD(Total Chemical Oxygen Demand)와 SCOD(Soluble Chemical Oxygen Demand)는 Hach사의 COD 측정 kit를 사용하였고, SS(Suspended Solid)는 Standard Method에 의하여 GF/C 필터(Whatman®)를 이용하여 측정하였다. 필터를 걸러내어 남은 여액으로는 슬러지 내부의 이온 변화를 측정하였는데, HS<sup>-</sup>이온은 Standard method의 methylene blue법에 의해 spectrophotometer를 이용하여 흡광도 670nm에서 측정하였으며 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 Ion Chromatography(792BasicIC, Methohm)를 이용하여 측정하였다.

## 3. 결과 및 고찰

### 3.1 저온 플라즈마와 슬러지 반응기에 의한 무기 악취물질 저감 효과

Fig. 2(a)는 저온 플라즈마 반응기를 통과한 후 실험 대상 무기악취물질인 황화수소의 제거 효율을 나타낸다. 실험기간 동안 플라즈마 반응기에는 일정한 전력(13kV, 1mA)을 공급하였으며, 플라즈마를 거친 황화수소는 유입 농도 대비 70% 수준의 제거 효율을 나타내었다. 즉 10 ppm의 황화수소를 플라즈마 반응기에 유입시켰으며, 배출 가스의 황화수소 농도는 약 3 ppm이었다. 플라즈마를 거친 배가스는 슬러지 반응조 하단에 폭기 형태로 재투입하였으며, 약 3 ppm 정도의 황화수소는 슬러지 반응조의 액상 내에 용해되어 제거됨으로서 최종 배가스에는 황화수소가 더 이상 검출되지 않았다. 저온 플라즈마와 슬러지 복합 반응기는 240분 운전

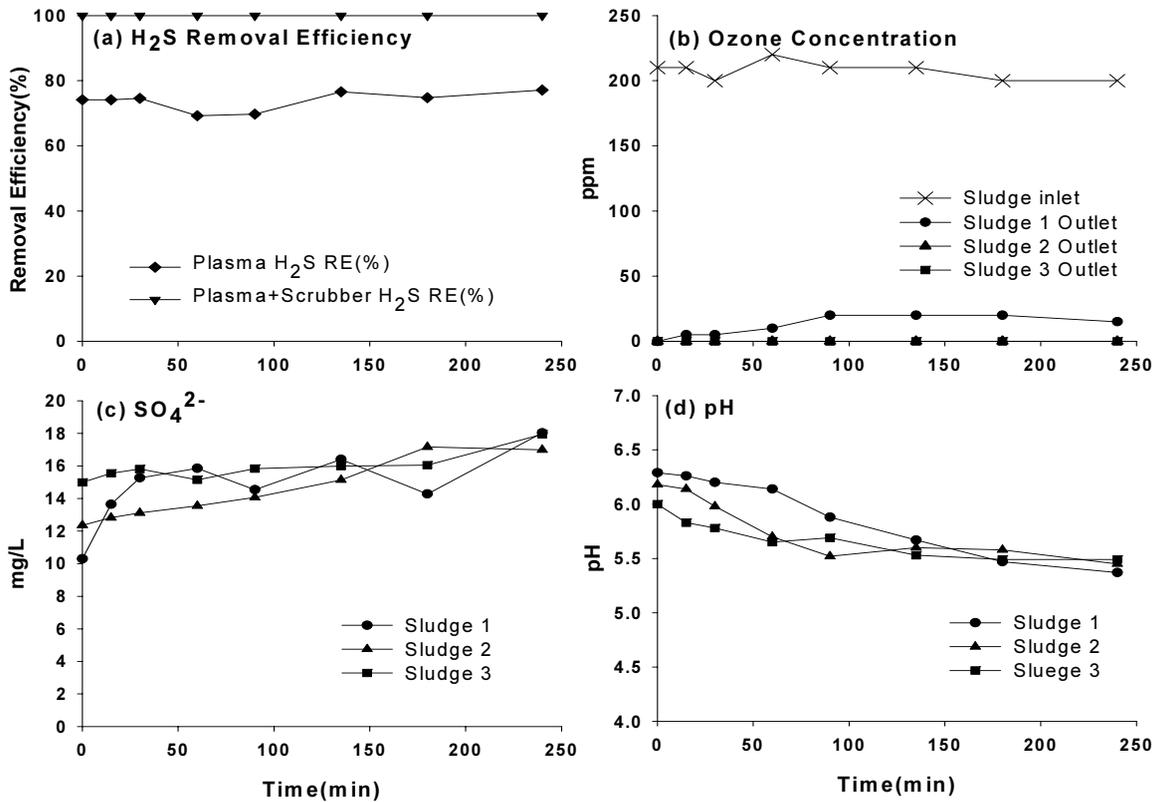


Fig. 2. Changes of (a) H<sub>2</sub>S removal efficiency using non-thermal plasma and sludge reactors, (b) gas phase ozone concentration, (c) sludge phase SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> concentration, and (d) pH of sludge during the experimental period.

시간 동안 안정적인 제거효율을 나타내었으며, 유입된 황화수소는 슬러지 반응조까지 통과되었을 때 100% 효율을 지속적으로 나타내었다. 결과적으로 플라즈마와 슬러지 반응조의 복합 반응기가 무기악취물질 저감에 효과적이라는 것을 확인하였다.

무기악취 저감에 사용한 플라즈마 공정 중 발생한 오존의 농도를 Fig. 2(b)에 나타내었다. 플라즈마 반응기에서 발생하는 오존의 농도는 (Fig. 2(b) ●) 소비전력 13W로 운전 시 약 200±10ppm 범위(오존주입량 0.011gO<sub>3</sub>/TSS·hr)로 검출되었으며 240분의 운전 시간 동안 일정하게 발생하였다. 이처럼 고농도의 오존 가스를 배출가스에 그대로 포함시킬 경우에 또 다른 대기 오염 문제가 제기될 수 있어, 오존이 포함된 배출가스를 슬러지 반응조 내에 유입시켜 슬러지의 감량화에 이용하였다.

슬러지 반응조를 통과한 오존은 저농도 시료인 Sludge #1 (Fig. 2(b) ▲)에서는 운전 초기 20분간은 검출되지 않으나, 운전 시간 60분 이후부터는 약 10 ppm 범위로 검출되어 슬러지 반응조에서 약 95%의 제거 효율을 보였다. 고

농도 슬러지 조건 (Sludge #2, Fig. 2(b) ▲; Sludge #3, Fig. 2(b) ■)에서는 슬러지 반응조 통과 후 오존이 검출되지 않아 처리 오존 제거율 100%를 나타내었다. 이와 같은 결과를 통해 TCOD 기준 4,000 mg/L 이상의 고농도의 슬러지 처리조 공정에 의한 오존 배출 농도 감소 효과를 확인할 수 있었다.

슬러지 내의 이온 변화는 플라즈마 반응과정에서 발생한 오존 및 라디칼에 의한 산화 효과를 확인할 수 있는 척도가 된다. 슬러지 반응조에 플라즈마 배기가스를 통과시키면서 나타나는 슬러지 내의 황산 이온(SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) 농도 변화를 Fig. 2(c)에 나타내었다. 황산이온은 슬러지 반응조에서 HS<sup>-</sup> 이온이 오존에 의해 산화되고 유기물에 포함된 황 성분이 산화/용출되어 그 농도가 증가하였다. Sludge #1의 경우 (Fig. 2(c) ●) 초기 황산이온 농도 10.3 mg/L에서 18.0 mg/L로 240분 운전 후 약 8 mg/L의 농도 증가를 보였으며, 이를 통해 오존에 의한 슬러지 산화가 진행되고 있음을 확인하였다. 액상 내 황화수소 유입과 산화 생성물 축적에 따른 pH가

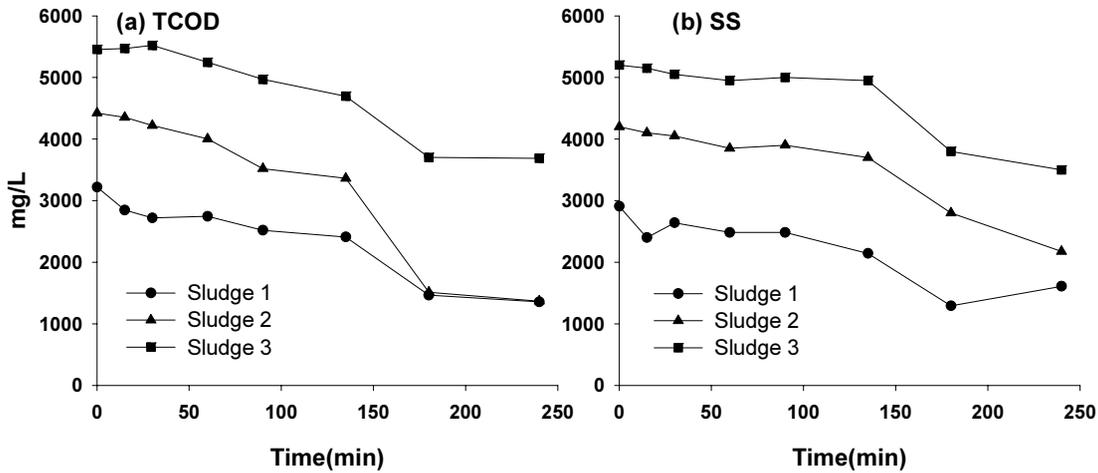


Fig. 3. Changes in (a) TCOD and (b) SS of sludge after the air stream containing ozone was introduced to the sludge reactor.

감소하였으며 (Fig. 2(d)), 슬러지의 pH는 초기 약 6.3에서 240분 운전 후 5.5 정도로 산성화가 진행되었다. 이와 같은 결과는 저농도 슬러지에서 뚜렷하게 나타났으며, 고농도 슬러지일수록 이온의 증가율은 상대적으로 적었다.

### 3.2 오존에 의한 슬러지 감량화/가용화

플라즈마에 의해 발생한 기체상 오존을 슬러지 반응조에 연속 주입하면서 나타나는 유기물 농도의 변화를 Fig. 3에 나타내었다. 플라즈마 반응기에서 발생한 오존이 슬러지 반응조에 200±10 ppm 농도범위로 주입됨에 따라 TCOD는 Sludge #1 (Fig. 3(a) ●)의 경우 초기 3,200 mg/L에서 120분 동안은 약간씩 감소하였으나, 120~150분이 경과하면서 거품이 발생하고 슬러지 고형물이 빠르게 해체되기 시작하여 TCOD 감소가 좀 더 빨라지는 경향을 나타내었다. 결과적으로 총 240분 운전 후 TCOD가 1,355 mg/L으로 58% 감소하였다. 초기 TCOD 4,500mg/L인 Sludge #2 (Fig. 3(a) ▲)와 초기 TCOD 5,800mg/L인 Sludge #3 (Fig. 3(a) ■)에서도 운전시간이 경과할수록 TCOD는 점차 감소하며, TCOD 감소량이 초기 대비 60~70%로 나타났다.

오존이 주입됨에 따른 슬러지 내 고형물(SS)변화를 Fig. 3(b)에 나타내었다. TCOD와 마찬가지로 SS 역시 오존 접촉 시간에 따라 sludge #1 (Fig. 3(b) ●) 기준 초기 3,000 mg/L에서 240분 운전 후 1,608 mg/L로 감소하였고, Sludge #2 (Fig. 3(b) ▲)는 4,200 mg/L에서 1,825 mg/L으로, Sludge #3 (Fig. 3(b) ■)은 5,600 mg/L에서 2,750 mg/L으로 초기 농도 대비 45~57%의 비율로 감소하

는 결과를 보였다. 위 두 결과를 종합해 볼 때, 약취 처리 과정에서 부산물로 발생한 오존에 의한 슬러지(고형물과 고형유기물)의 감량화 효과가 있음을 확인할 수 있었다.

Fig. 4(a)는 오존 주입에 따른 슬러지의 가용화 정도를 비교할 수 있는 SCOD 변화 모습을 나타내었다. 세 조건의 슬러지 모두 운전 시간이 경과할수록 SCOD는 증가하는 경향을 보였다. 가장 큰 변화를 나타낸 Sludge #1 (Fig. 4(a) ●)의 경우 초기 SCOD는 108 mg/L이었으나 240분 운전 후 414 mg/L까지 증가하여 초기 농도 대비 약 4배의 증가를 보였다. 이는 오존이 슬러지 내에 녹은 후 산화작용으로 인해 슬러지의 세포벽이 파괴되면서 세포 내의 용존성 물질이 외부로 유출되어 SCOD 농도가 높아진 것으로 보인다(권재현, 2003). Sludge #2 (Fig. 4(a) ▲)의 경우도 120분 이후 거품이 발생하고 액상의 고형물이 급격히 해체되기 시작하면서 SCOD가 빠르게 증가하였다. Sludge #2의 경우 240분 운전 후 SCOD 초기 128mg/L에서 394mg/L까지 증가하여 Sludge #1과 같이 약 4배 증가하였다. Sludge #3 (Fig. 3(a) ■)에서는 SCOD가 초기 93 mg/L에서 352 mg/L으로 증가하였다.

플라즈마 배가스에 의한 하수 슬러지에 함유된 고형유기물의 가용화 정도를 수치화하여 나타내기 위해, 초기 TCOD(TCOD)와 초기 SCOD(SCOD)의 차이로부터 얻어진 순 입자상 유기물(net particulate COD, PCOD) 농도와 산화반응에 의해 생성되는 용존유기물(SCOD)의 농도를 백분율로 나타낸 공식이 사용된다(허남효, 2005; 장은수, 2003). 초기 TCOD 대비 SCOD의 증가량의 비를 계산한

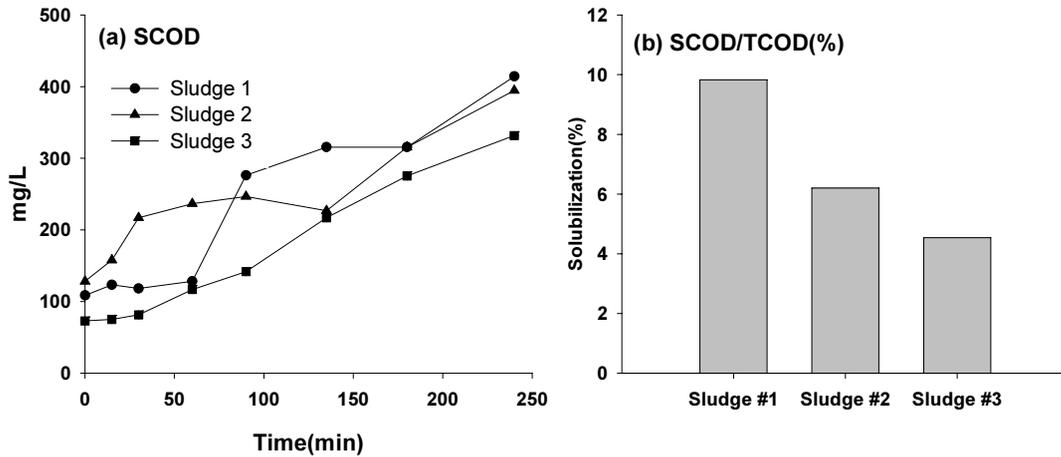


Fig. 4. (a)Changes of SCOD during the experimental periods and (b) the SCOD/TCOD ratio after the end of the reactor operation.

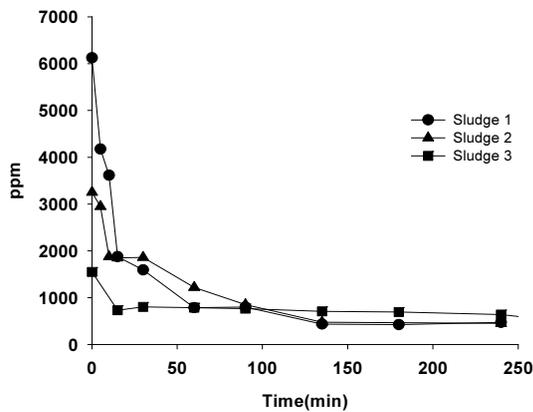


Fig. 5. CO<sub>2</sub> evolution from sludge by ozone oxidation

다음 식을 적용하였을 때, Sludge #1이 9.5%, Sludge #2가 6.0%, Sludge #3이 4.5%로 나타났다. 본 실험의 결과, 저온 플라즈마 배가스에 의한 슬러지의 가용화 효과를 알 수 있었으며, 적용되는 슬러지가 저농도 일수록 그 효과가 높게 나타남을 확인하였다.

$$\begin{aligned}
 \text{Solubilization Efficiency}(\%) &= \frac{SCOD_t - SCOD_i}{TCOD_i - SCOD_i} \times 100 \\
 &\approx \frac{SCOD_t - SCOD_i}{TCOD_i} \times 100 \quad (1)
 \end{aligned}$$

슬러지의 유기물질이 산화되어 발생하는 최종 물질인 CO<sub>2</sub> 농도를 비교 분석한 결과를 Fig. 5에 나타내었다. 배출되는 CO<sub>2</sub> 농도는 운전 초기에 Sludge #1 (Fig. 5 ●)은 약 6,000 ppm, Sludge #2 (Fig. 5 ▲)는 약 3,200 ppm, Sludge #3 (Fig. 5 ■)은 약 1,500 ppm으로 검출되어, 저농도의 슬러지 일수록 초기에 오존의 산화작용에 의해 발생하는 CO<sub>2</sub>의 농도가 높은 것을 확인할 수 있었다. CO<sub>2</sub> 농도는 운전시간이 지속되면서 급격히 감소하여 약 100분 후에는 세 조건의 슬러지 모두 약 350~500 ppm 범위로 일정하게 유지되었다. 이는 반응초기 20분 이내에 슬러지에 함유된 산화되기 쉬운 유기물(Readily Biodegradable COD)이 먼저 빠른 속도로 분해되며, 이후에는 고분자 물질이 상대적으로 느린 속도로 분해 산화되기 때문이라고 생각된다. (선용호, 2005) 결과적으로 저온플라즈마 배가스에 함유된 오존의 산화 반응으로 슬러지의 유기고형물이 분해 제거되는 것을 확인하였다.

#### 4. 결론

본 연구에서는 하폐수 처리시설의 주요 문제점인 악취와 슬러지 처리/처분 문제를 해결하기 위하여 저온 플라즈마와 슬러지 산기 결합공정을 도입하였다. 즉, 저온 플라즈마 반응에 의한 악취 처리와 그 공정의 부산물인 오존이 포함된 배출가스를 슬러지 처리조에 통과시켜 슬러지의 감량화와 가용화 효과를 동시에 유도하였다.

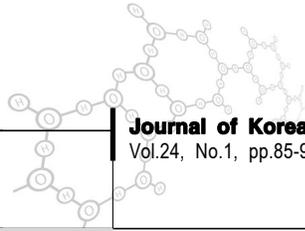
1. 저온 플라즈마에 따른 무기약취 물질인 황화수소는 유입 농도  $11 \pm 2$  ppm 범위에서  $3 \pm 1$  ppm 범위로 약 70%의 제거 효율을 보였으며, 슬러지가 투입된 반응조를 통과할 경우 90~100%의 높은 제거 효율을 보였다. 따라서 플라즈마와 슬러지 처리조로 구성된 복합반응기의 무기약취 제거 효과를 확인할 수 있었다.
2. 저온 플라즈마의 약취 제거 공정에서 발생하는 오존 농도를 측정된 결과  $200 \pm 10$  ppm 범위로 검출되었으며, 이를 슬러지의 감량화/가용화 공정에 이용하였다. 오존을 함유한 배가스가 투입됨에 따라 슬러지 내의  $SO_4^{2-}$  이온 농도는 운전 기간이 지속되면서 계속 증가하였다.
3. 플라즈마 배가스에 함유된 오존이 슬러지의 유기물 제거에 미치는 영향을 살펴본 결과, TCOD는 초기 농도보다 약 30~50% 감소하였으며 SS 역시 비슷한 경향을 나타내었다. 그에 반해 SCOD는 초기 농도 대비 약 4배가 증가하였으며, 이를 종합했을 때 가용화율(Solubilization)은 최대 9.8%로 증가하여 오존에 의한 슬러지의 감량 및 가용화 효과를 기대할 수 있었다.
4. 또한 오존에 의한 산화작용으로 유기물이 산화하여 최종적으로  $CO_2$  형태로 배출되었다. 반응초기 20분 이내에 슬러지에 함유된 산화되기 쉬운 유기물(Readily Biodegradable COD)이 먼저 빠른 속도로 분해되며, 이후에는 고분자 물질이 상대적으로 느린 속도로 분해 산화되어  $CO_2$ 로 배출되었다.

## 감사의 글

이 논문은 2009년도 정부(교육과학기술부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 연구임(No. 2009-0071114).

## 참고문헌

- 권재현, 김봉준, 김민규, 엄익태, 김형수, 2003, "전처리 방법에 따른 하수슬러지 가용화 비교연구", *상하수도학회지*, vol. 17, No. 4 pp. 567-573
- 김정웅, KweKu SeKyama, 이도원, 김현욱, 2006, "하수 및 하수처리장에서 발생하는 약취에 대한 고찰", *한국남새환경학회지*, Vol. 5, No. 3, pp. 180-192.
- 김현하, 오가타 아쓰시, 후타무라 시게루, 2006, "저온플라즈마 구동 촉매 반응기를 이용한 벤젠과 톨루엔의 처리", *한국대기관정학회지*, Vol. 22, No. 1, pp. 43-51.
- 박귀환, 오길영, 이지현, 정경훈, 정선용, 2005, "3개 유형의 하수처리장에서 발생하는 약취물질의 비교", *한국남새환경학회지*, vol. 4, No. 4, pp. 196-206.
- 박찬진, 1999, "인천지역의 대기중 오존 및 먼지 저감에 관한 연구", *한국환경관리학회*, Vol. 5, No. 2, pp. 355-361.
- 선용호, 2005, "비개질/개질 생물막을 이용한 오수고도처리공정에서 혐기조와 무산소조의 원수 분배율에 따른 유기물 및 질소 제거", *한국생물공학회지*, Vol. 20, No. 4, pp. 253-259.
- 이명주, 김태형, 정미영, 김진성, 이언행, 황선진, 2008, "균질기 및 금속촉매/오존산화에 의한 가용화 처리가 호기성처리에 의한 하수슬러지 감량화에 미치는 영향", *한국폐기물학회지*, Vol. 25, No. 7, pp. 619-625.
- 이주상, 2001, "플라즈마를 이용한 약취가스 처리기술", *환경관리학회지*, Vol. 7, No. 1, pp. 69-75.
- 장은수, 최영균, 김형수, 엄익태, 2003, "하수슬러지의 전처리 가 슬러지의 생분해성에 미치는 영향", *상하수도학회지*, Vol. 17, No. 5, pp. 633-639.
- 팽종인, 박해숙, 김학민, 2004, "하수처리장 약취발생원 도출 및 저감능 평가", *환경관리학회지*, Vol. 10, No. 2, pp. 101-109.
- 허남효, 정상순, 2005, "음식물쓰레기와 하수슬러지의 고율 혐기성 통합소화", *신재생에너지*, Vol. 1, No. 2, pp. 60-72.
- 환경부, 2004, "약취방지법".
- 환경부, 2008, "2007 하수도 통계".
- 환경부, 2008, "하수슬러지 종합대책(수정)".
- Barlindhaug, J., 1992, "Thermal hydrolysate as a carbon source for denitrification", *Water Science and Technology*, Vol. 33, No. 12, 99
- Carballa, M., Manterola, G., Larrea, L., Ternes, T., Omil, F. and Lema, J. M., 2007, "Influence of ozone pre-treatment on sludge anaerobic digestion : Removal of pharmaceutical and personal care products", *Chemosphere*, Vol. 67, pp. 1444-1452.
- Hayashi, N., Suganuma, H., Satoh, S. and Yamabe, C., 2001, "Treatment of volatile organic compounds by positive streamer corona using a series gap", *Japanese journal of applied physics*, Vol. 40, pp. 6104-6018.
- Ahn K. H., Park K. Y., Maeng S. K., Hwang J. H., Lee J. W., Song K. G., Choi S, 2002, "Ozonation of wastewater sludge for reduction and recycling", *Water Science and Technology*, Vol. 46, No. 10, pp. 71-77.
- Muller, J, 2000, "Pretreatment processes for the recycling and reuse of sewage sludge", *Water Science and Technology*, Vol. 42, No. 9, pp. 167-174.
- Song, J. J., Takeda, N. and Hiraoka, M., 1992, "Anaerobic treatment of sewage sludge treated by catalytic wet



- oxidation process in upflow anaerobic sludge blanket reactors", *Water Science and Technology*, Vol. 26, 867.
- Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. and Bildan, M. L., 1997, "Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge", *Water Science and Technology*, Vol. 35, No. 8 209.
- Tonkyn, R. G., Barlow, S. E., Orlando, T. M., 1996, "Destruction of carbon tetrachloride in a dielectric barrier/packed-bed corona reactor", *Journal of Applied Physics*, Vol. 80, No. 9. pp. 4877~4886.
- Yamamoto, T., Ramanathan, K., Lawless, P. A., Ensor, D. S., Newsome, J. R., Ramsey, G. H. and Plaks, N., 1992, "Control of volatile organic compounds by an acenergized ferroelectric pellet reactor and a pulsed corona reactor", *IEEE Transaction on Industry Applications*, Vol. 28, No. 3, pp. 528-534.