



산화전리수를 이용한 질소와 황 계열 악취 및 악취전구물질의 제거

Removal of nitrogen and sulfur odorous compounds and their precursors using an electrolytic oxidation process

신승규¹ · 안해영¹ · 김한승² · 송지현^{1*}

SeungKyu Shin¹ · Heayung An¹ · Hanseung Kim² · JiHyeon Song^{1*}

1 세종대학교 토목환경공학과, 2 건국대학교 환경공학과

(2010년 12월 24일 접수 ; 2011년 4월 8일 수정 ; 2011년 4월 12일 채택)

Abstract

An electrolytic oxidation process was applied to remove odorous compounds from non-point odor sources including wastewater pipelines and manholes. In this study, a distance between the anode and the cathode of the electrolytic process was varied as a system operating parameters, and its effects on odor removal efficiencies and reaction characteristics were investigated. Odor precursors such as sediment organic matters and reduced sulfur/nitrogen compounds were effectively oxidized in the electrolytic process, and a change in oxidation-reduction potential (ORP) indicated that an stringent anaerobic condition shifted to a mild anoxic condition rapidly. At an electrode distance of 1 cm and an applied voltage of 30 V, a system current was maintained at 1 A, and the current density was 23.1 mA/cm². Under the condition, the removal efficiency of hydrogen sulfide in gas phase was found to be 100%, and 93% of ammonium ion was removed from the liquid phase during the 120 minute operating period. Moreover, the sulfate ion (SO₄²⁻) concentration increased about three times from its initial value due to the active oxidation. As the specific power consumption (i.e., the energy input normalized by the effective volume) increased, the oxidation progressed rapidly, however, the oxidation rate was varied depending on target compounds. Consequently, a threshold power consumption for each odorous compound needs to be experimentally determined for an effective application of the electrolytic oxidation.

Key words : Electrolytic oxidation, Odor compounds, Odor precursors, Specific power consumption

주제어 : 산화전리수, 악취, 악취전구물질, 비에너지투입율

1. 서론

도시의 규모가 커지고 기능이 복잡해질수록 다양한 환경 기초시설과 관련된 환경문제가 대두되고 있다. 하폐수 관거, 우수받이 및 맨홀 같은 다수의 환경기초시설이 도시 곳곳에 설치 운영되고 있으며, 이들 하수 배제 시설 설치의

적정성과 유지관리의 효율성이 보다 강조되고 있다. (Nielsen and Elle, 2000) 그러나 우수받이 및 맨홀에 유입되는 토사 및 기타 유송잡물에 의한 막힘 현상이 빈번하게 발생하며 (Guo, 2000), 이에 따라 집중강우 시 도시 침수 피해를 야기할 뿐만 아니라 인근 하천의 수질악화 및 원인 불명의 악취가 발생할 가능성이 높아지게 된다.

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

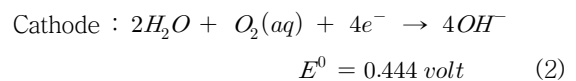
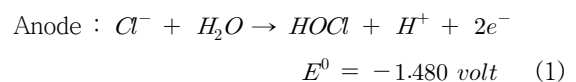
(Noyola *et al.*, 2006; Devesa *et al.*, 2009) 특히 원인불명 악취 문제는 오·우수 배제설비의 설치 구조와 지형 및 유량 조건에 따라 단속적 또는 산발적으로 발생하는 특성이 있으며, 기상 상태가 변화되어 악취물질 배출량과 대기농도가 높아지면 인근 지역에서 악취 민원을 유발한다.

우리나라에서는 2005년 악취방지법이 발효되면서 악취를 전형적인 환경오염의 형태로 규정하고 있으며, 공장지대, 하수처리장 주변지역, 축산시설 밀집지역 등의 점오염원(point source) 형태의 악취 배출원을 지속적으로 집중 관리하고 있다. 하지만 국지적인 지역에서 순간적으로 발생하는 비점오염원(non-point source) 형태의 생활주변 소규모 환경시설물 악취 문제에 대한 상세한 규제나 측정방법이 완비되지 않아, 관리 방안이 거의 전무한 실정이다. 우수받이 및 맨홀 같은 환경기초시설물 내부에 누적된 유기성 퇴적층(sediment organic matters, SOMs) 하부는 유기물의 생물학적 분해에 의한 산소 부족 및 상층수로부터 산소전달 부재로 인해, 준혐기성 혹은 완전 혐기성 상태가 유지된다. 이러한 조건에서는 악취를 유발하는 프로피온산, 뷰티르산 등의 휘발성유기산(volatile fatty acids), 암모니아, 아민 계열의 환원된 질소화합물(reduced nitrogen compounds) 및 황화수소, 다이메틸설파이드 등의 환원된 황화합물(reduced sulfur compounds)이 발생하게 되며, 기체상 물질들이 상부로 확산되어 악취를 유발한다. (Satoh *et al.*, 2009) 강수량이 충분한 경우에는 수중으로 용해되거나 희석되어 대기 확산이 완화된다고 하지만, 이후 새로운 유기물 침전에 의해 미생물 활동이 크게 증가하여 다시 악취가 발생하는 악순환이 반복된다. 특히 도심 주변 환경기초시설물은 충분한 수분 및 적절한 온도가 유지되어 봄부터 가을까지 우기를 제외한 시기에 악취 발생이 집중되는 특성이 있다.

지금까지 개발된 악취 처리기술은 주로 점오염원 형태의 사업장 배출 악취처리에 적용되고 있으며, 크게 물리화학적 처리기술과 생물학적 탈취기술로 구분된다. 일반적으로 물리화학적 처리의 경우 다소 높은 탈취효율을 얻을 수 있으나 관리의 어려움이나 복합 악취에 대한 낮은 적용성 등이 단점으로 지적된다. 생물학적 탈취기술의 경우에는 높은 시설 설치비, 지속적 관리의 어려움, 지속적인 효율 유지의 어려움 등의 문제점이 있다. (Song, 2007; Van Groenestijn and Kraakman, 2005) 따라서 대규모 사업장의 점오염원에 적용 가능하게 개발된 악취방지 기술을 비점오염원 형태의 환경기초시설물에 적용하기에는 여러 한계가 있다. 맨홀 및 우수받이는 내부공간이 협소하고 대부분 도로나 주택가 인근에 설치되어 있어 물리화학적/생물학적 탈취기술 같은 대규모 탈취기술의 적용이 부적절하다. 현재 적용 가능한

소규모 비점오염원 악취저감 기술로는 내부 산기(aeration)를 통한 호기성 상태 유지, 과산화수소나 차염소산 등의 산화제 투여 및 탈취제 살포 등이 있으나, 높은 운영비와 유지관리의 어려움, 불필요한 부산물 생성, 단시간 일회성 작용 등이 문제시 되고 있다.

환경기초시설물에서 발생하는 악취는 기본적으로 유기물의 혐기성 반응에 의한 환원성 물질이 주요 원인이 되므로, 이런 악취 전구물질(odor precursors)을 처리해주는 방법이 근본적인 문제 해결 방안이라 할 수 있다. 악취 전구물질로 작용하는 유기물과 질소/황 계열의 화학물질은 내부 준설을 통한 제거가 가능하지만, 도시에 산재된 수십만 개의 맨홀(서울시 204,720개소) 및 오·우수받이(서울시 458,018개소)를 주기적으로 모두 준설하기에는 현실적으로 매우 어렵다(환경부, 2008). 소규모 시설에 대해서는 배출구 덮개를 악취 차단용 뚜껑으로 교체하여 악취 배출 최소화하는 방법을 적용할 수 있으나, 악취 발생을 원천적으로 저감시키지 못하고 또한 맨홀 내부가 혐기상태로 유지되면서 혐기성 미생물에 의해 생성되는 메탄(methane) 같은 가연성 가스에 의한 화재/폭발 가능성이 문제로 남아 있다. 본 연구에서는 낮은 전류 밀도의 전기를 공급하여 전기화학 반응으로 악취전구물질과 악취물질을 동시에 산화 제거할 수 있는 산화전리수 시스템을 소규모 환경기초시설물에 적용하고자 연구를 수행하였다. 산화전리수의 생성원리는 전위차에 의해 오염물이 제거되는 직접 산화와 전극에서 발생하는 산화제에 의해 분해되는 간접 산화로 이루어진다. (Malik *et al.*, 2001) 산화전리수 전체 반응은 양극에서 산화반응에 의해 유기물이 산화되며, 음극에서는 환원 반응이 발생하고 생성된 수산화이온(OH⁻)은 액상에서 양극으로 이동한다. 산화력과 수산화이온(OH⁻)의 발생량은 패러데이 법칙(Faraday's law)에 따라 전류에 비례하여 달라진다. 한편 액상에 염소이온이 존재하는 경우 양극에서는 차염소산이 발생한다. (Benjamin, 2005; Rudolf *et al.*, 1995)



이때 생성된 차아염소산과 차아염소산 이온은 산화력을 가지고 있으므로 액상의 유·무기물질의 산화반응을 야기한다. 또한 차아염소산과 차아염소산 이온의 비율과 생성량은 pH와 허용 전류(Ampere)에 따라 달라진다. 결과적으로 산화력을 가지는 여러 가지 생성물에 의하여 악취 전구물질의 산화를 통해 악취물질 배출량을 최소화 할 수 있다.

본 연구에서는 소규모 산화전리수(electrolytic oxidation) 장치를 제작이용하여, 유기침전물(SOMs)의 혐기성 생분해과정에서 발생하는 황, 질소 계열의 악취와 악취전구물질을 저감시키기 위한 실험실 연구를 진행하였다. 특히 산화전리수 반응기의 양극(anode)과 음극(cathode) 사이의 간격 변화와 허용전류 변화를 통해 악취물질 처리효율을 측정하고, 비에너지 투입율(specific power consumption) 변화에 따른 악취 및 악취 전구물질 제거효율을 확인하였다.

에 유입되는 하수와 초기조건은 이들 실제 환경기초시설물 내부의 퇴적 유기물 상태에 근거하여 화훼용 부엽토(garden compost)를 이용하여 인공적으로 제조하였다. 증류수에 10%(w/v)의 부엽토와 황/질소 계열의 오염물질을 혼합하여, 25℃ 상온에서 산소가 유입되지 않는 조건하에 약 3일간 방치하여 무산소 상태(산화환원 전위 ORP -250 mV 이하)에 도달하게 한 후, 산화전리수 회분실험에 사용하였다.

2. 실험재료 및 방법

2.1 대상 하수의 특성

산화전리수 시스템 실험을 시작하기 전에 실제 환경기초 시설물 내 유기퇴적물의 상태 및 악취전구물질의 농도 범위를 확인하였다. 서울시 주택가 소재 맨홀과 우수받이 각 1 개소를 선정하고 퇴적물을 채취 분석하였으며, 각 분석 항목의 측정결과는 **Table 1** 과 같다. 유입하수의 성상에 따른 실험재현성을 확보하기 위하여, 실험용 산화전리수 시스템

2.2 산화전리수 반응조

산화전리수 반응조는 아크릴 재질(100×150×160 mm : 2.4L)로 제작하였으며, 유기성 퇴적물을 포함한 인공 하수의 용량을 1.4 L로 제한하고, 반응조 내 상부공간(headspace)의 크기를 1 L로 설계하였다. 반응조 상부공간에는 mass flow controller를 이용하여 공기(pure air)를 0.5 L/min 유량으로 주입하였으며, 액상에서 기상으로 방출되는 악취성분을 분석하였다.

산화전리수 반응조는 양극과 음극사이에 격막

Table 1. Chemical properties of wastewater samples and synthetic wastewater

Component	Manhole	Rain water collecting well	Synthetic wastewater used in this study
Dissolved Oxygen (mg/L)	0.5	0.64	-
pH	6.81	6.78	7.1
COD (ppm)	417.9	889.1	479.4
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	14.2	22.4	13.4
NO ₃ ⁻ (mg/L)	4.4	6.5	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)	19.8	17.2	4.8
supernatant ORP (mV)	62.6	33.2	-
sediment ORP (mV)	-182.5	-240.8	-240 ± 10
sediment porosity (-)	0.441	0.446	0.448 ± 0.01
organic contents (%)	2.08	2.77	-

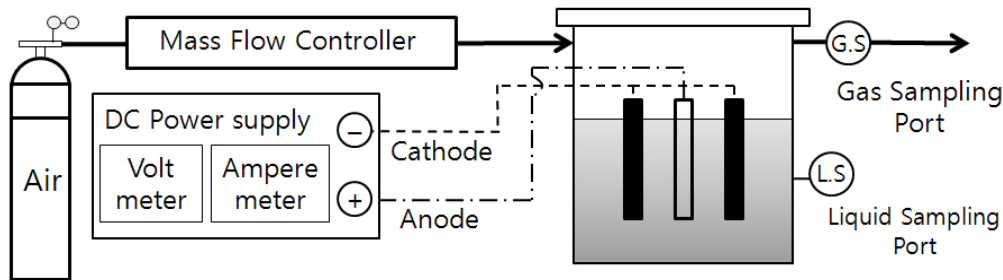


Fig.1. Schematic of the electrolytic oxidation system.

(membrane)이 없는 방식을 채택하여, 양극(anode)의 산화반응과 음극(cathode)의 환원반응이 서로 혼합되어 중화됨으로써 반응조 액상이 강산성, 또는 강염기성으로 전환되는 현상을 방지하였다. 극판 재질은 전기반응에 의한 극판 재질의 감량과 용출을 최소화하기 위해 양극에는 이리듐을 도금한 티타늄(IrO₂/Ti)을 사용하였고, 음극에는 stainless steel 재질을 사용하였다. 각 전극 판은 음극×양극×음극의 병렬형태로 총 3개의 전극을 반응조 중앙에 배치하였다. 음극에서 양극으로 이동하는 전자의 흐름을 극대화하기 위하여 표면적이 작은 2mm 굵기의 망(mesh)형태 전극(60mm×60mm×1mm)을 적용하여 전류밀도(A/cm²)을 최대화하였으며, 부수적으로 극판 사이의 폐수 교반이 원활하도록 설계하였다. 입력 전압은 30 V로 고정하고, 전극 간의 간격에 따라 허용전류가 유동적으로 변하게 하였다.

2.3 분석방법

산화전리수 시스템의 성능 확인을 위하여, 액상 악취 발생량과 연관이 깊은 액상에서의 pH와 온도(pH/temp meter, Istek, Korea)를 측정했고, 혐기/호기 상태를 파악할 수 있

는 산화환원전위(Oxidation-Reduction Potential, ORP)는 ORP meter(Istek, Korea)를 측정하여, 퇴적물의 성상 변화를 관찰하였다. 또한 악취전구물질인 액상 암모늄 이온(NH₄⁺), 황화수소 이온(HS⁻)의 농도를 각각 인도페놀법(Indophenol method)와 메틸렌블루법(Methylene blue method)으로 발색하여, 분광광도계(Shimadzu, Japan)를 이용하여 측정하였다. 액상 황화수소이온이 산화된 형태인 황산이온(SO₄²⁻)은 이온 크로마토그래프(Metrohm, Switzerland)를 통해 분석하였다. 기상 황화수소(H₂S) 농도변화는 황화수소 분석기(Multi RAE analyzer, RAE system, USA)를 이용하여 측정하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 전극간격에 따른 시스템 변화

Fig. 2는 입력 전압(Voltage) 30V 조건에서 양극과 음극사이의 전극간격 변화에 따른 반응조내 액상의 온도변화와 pH, 허용 전류량(ampere) 및 산화환원전위의 변화를 나타낸 것이다. 허용 전류량은 입력 전압이나 전극 간격에

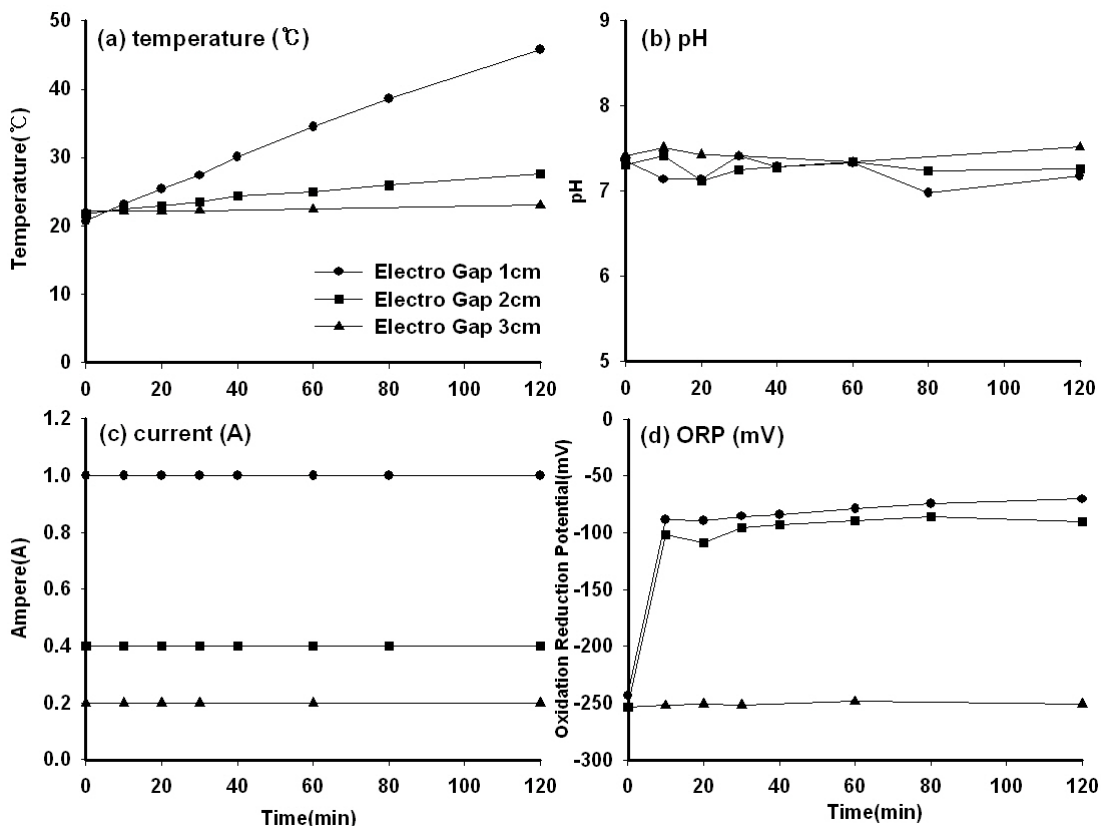


Fig. 2. Change of (a) temperature, (b) pH, (c) current, and (d) oxidation reduction potential (ORP) as a function of the distance between the electrodes.

따라 상대적으로 변화되어, 산화전리수 반응조 같은 전기 화학적 산화공정에서는 반응효율에 직접적인 영향을 주는 인자이다. 전류량은 전극 간격 3 cm에서 약 0.2 A, 전극 간격 2 cm에서 약 0.4 A, 그리고 전극간격이 가장 작은 1 cm의 경우 약 1 A로, 전극 간격이 좁아질수록 전류량은 증가하는 것으로 확인했다. 이때의 전류밀도는 1 - 3 cm 조건에서 23.1, 9.3, 4.6 mA/cm²이며, 전극 간격과 전류량의 관계는 거리의 제곱에 반비례하는 것으로 나타났다.

Fig. 2(a)를 보면 전극간격이 1 cm에서 가장 높은 온도 변화와 가장 높은 전류량을 유지하는 것으로 나타났으며, 이는 가장 높은 전류량에 기인한 활발한 산화제 형성과 그에 따른 산화반응이 원활하게 진행되어 온도가 지속적으로 상승하는 것임을 알 수 있다. (Mascia *et al.*, 2007). 또한 반응조 내 온도상승은 부수적으로 난분해성 유기물질의 분해를 유도하여 산화전리수 시스템의 효율을 더욱 높일 수 있는 인자로 작용가능 할 것으로 판단된다. (Eskicioglu *et al.*, 2008). 산화전리수 반응을 진행한 120분 간의 실험에서 pH 변동은 거의 없는 것으로 확인되었으며 (**Fig. 2(b)**), 전극간격 변화에 따른 영향도 거의 없는 것으로 나타났다. 이는 양극(anode)에서 일어나는 산화반응에 의한 양이온(H⁺) 생성과 음극(cathode)에서 환원반응에 의한 음이온(OH⁻)이 생성되어 중화되어, 결과적으로 반응조 내에서 pH 변화는 없는 것으로 판단된다.

ORP는 액상의 호기성/혐기성 여부를 판단하는 척도로 활용이 가능하며, 측정치가 양의 값을 유지하면 호기상태(aerobic)를, 음의 값을 유지하면 산소 또는 산화물이 부족한 혐기(anaerobic) 또는 무산소(anoxic) 상태를 나타낸다. 또한 약 -200 mV 이하에서는 완전 무산소 상태를 나타내며, 미생물에 의한 환원 반응이 활발하여 액상의 유·무기물이 악취물질로 변환되어 기상으로 유출된다. 한편 ORP 변화를 나타낸 **Fig. 2(d)**을 보면, 전극간격 3 cm에서는 완전 무산소 상태를 나타내는 -250 mV가 반응기간 동안 계속 유지되었다. 그러나 전극간격 1 cm와 2 cm에서는 초기 ORP -250 mV에서 준혐기 상태인 -100 mV 수준으로 상승하는 것으로 나타나 산화반응이 원활하게 진행되어 악취물질 발생이 최소화 되고 있는 것을 확인할 수 있다.

3.2 악취 및 이온성 물질 변화

산화전리수 반응조를 각기 다른 전극 간격에서 운전하면서 반응시간에 따른 기상 황화수소(H₂S), 액상 황화수소 이온(HS⁻), 암모늄 이온(NH₄⁺), 황산 이온(SO₄²⁻) 농도를 측정하였다. 퇴적물이 포함된 인공 하수에 함유된 황화수소에 의해, 반응 시작전 초기 황화수소의 기상농도는 20 ppm_v 수준을 나타내었다(**Fig. 3**). 산화전리수 반응에

의해 20 ppm_v 수준의 기상 황화수소 농도는 지속적으로 감소하는 것으로 확인된다. 특히 전극간격 1 cm와 2 cm에서의 기상 황화수소는 빠르게 감소하여 반응 시작 후 30분 이후 검출되지 않았다. 전극간격 3 cm의 경우 기상 황화수소 농도가 천천히 감소하는 것으로 나타나지만, 이는 반응기 상층부로 유입시킨 공기(0.5 L/min)에 의한 희석 효과와 반응조 내 액상에서의 황화수소 배출량이 감소하여 나타난 것으로 예측된다. 전극간격 1 cm와 2 cm에서 액상의 황화수소 이온의 농도는 약 1 mg/L에서 0.8 mg/L, 0.9 mg/L 수준으로 감소하고 있으나, 전극간격 1 cm 조건에서는 액상 황화수소 이온의 농도가 거의 변화하지 않아 산화전리수 반응에 의한 황화수소 산화/제거가 거의 일어나지 않는 것을 확인하였다.

이와 함께 전극에서 생성된 산화제에 의한 산화반응이 원활하게 일어나는 것으로 판단되는 전극간격 1 cm와 2 cm 조건에서, 황산이온의 농도는 120분의 반응시간 동안 10 mg/L 수준에서 37 mg/L와 29 mg/L 수준까지 증가하였다. 그러나 허용전류 0.2 A의 전극간격 3 cm인 경우에는 전극에서의 산화제 형성이 미미하여 황산이온의 농도변화도 나타나지 않았다. 결과적으로 실제 허용전류가 0.2 A 이하일 때, 즉 전류밀도가 4.6 mA/cm² 이하에서는 산화력 생성이 원활하지 못함을 의미한다.

액상의 암모늄 이온 농도 변화는 전극 간격의 영향을 보다 크게 받았다. (**Fig. 3(c)**) 예상한대로 전극 간격이 3 cm로 넓어 산화 효과가 거의 없었던 경우에는 암모늄 이온 농도가 거의 변화지 않았다. 전극 간격 2 cm 조건에서는 액상 암모늄 농도가 반응 시간에 비례하여 선형적으로 감소하여 0차 반응에 가까운 모습을 보인다. 반면 전극 간격 1 cm에서는 액상 암모늄 이온 농도가 반응 초기 급격히 감소한 후 완만하게 제거되는 양상을 나타내어, 암모늄 이온 제거 속도는 산화력 또는 전류밀도에 민감하게 반응함을 알 수 있다.

3.3 비에너지 투입율에 따른 처리효율

산화전리수에 의한 유기물 및 악취물질 산화반응은 근본적으로 전기에너지 공급을 통한 직접 산화와 산화제 생성의 간접 산화 방식이기 때문에, 투입된 소비전력과 악취물질의 처리율의 정량화를 위하여 비에너지 투입율(specific power consumption) 개념을 도입하였다. 비에너지 투입율은 입력 전압(voltage)과 허용전류(ampere)의 곱을 액상 부피로 나눈 형태이며 W/L 단위가 된다. **Fig. 4**에는 비에너지 투입율에 따른 대상 악취물질(즉, 황화수소 및 암모늄) 제거율을 나타내었으며, 악취물질 제거율은 농도 변화가 가장 급격히 일어나는 30분을 기준으로 계산하였다.

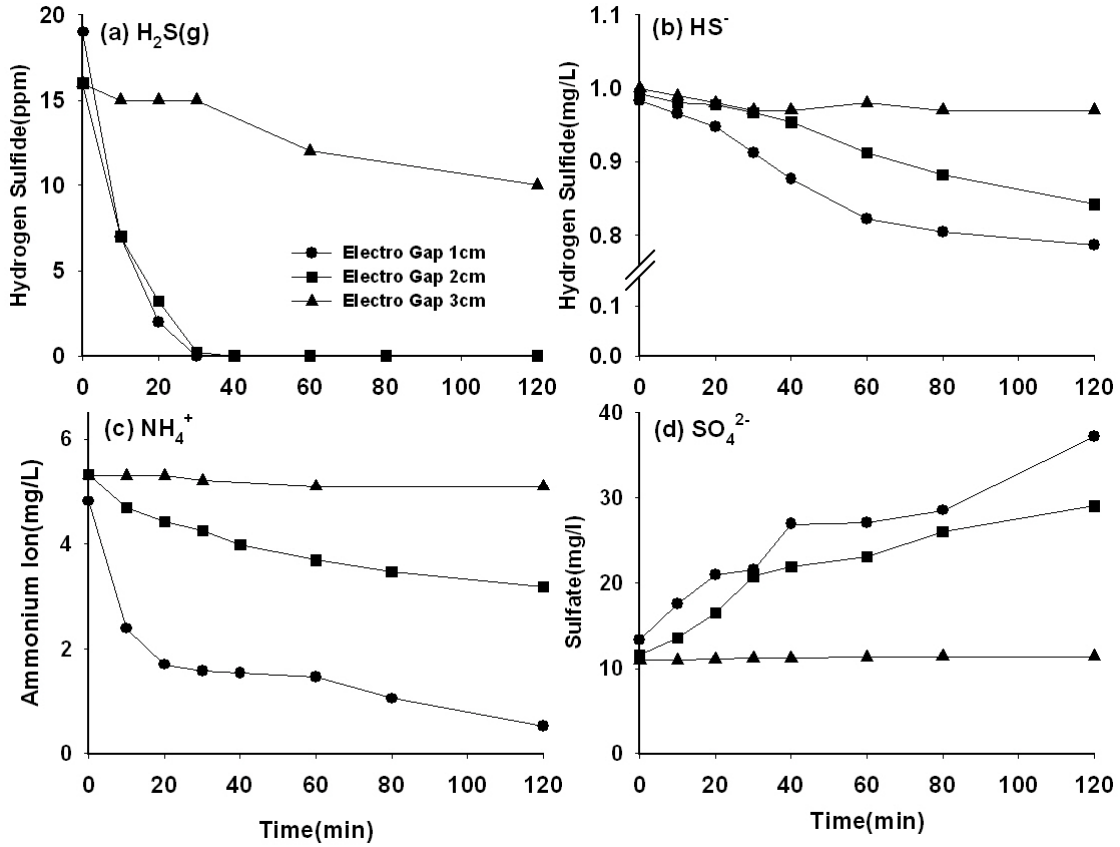


Fig. 3. Change of (a) $H_2S(g)$, (b) $H_2S(aq)$, (c) NH_4^+ and (d) SO_4^{2-} concentrations as a function of the distance between the electrodes.

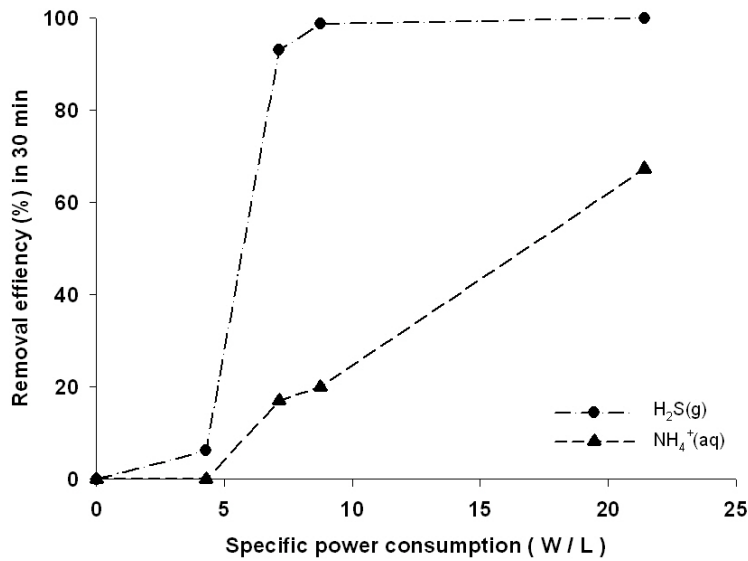


Fig. 4. The relationship between specific power consumption and removal efficiencies of H_2S and ammonium ions.

비에너지 투입률 0.07 W/L인 경우 허용전류가 미미하여, 기상 황화수소(H₂S)와 암모니움 이온(NH₄⁺)은 거의 처리되지 않았다. 비에너지 투입률이 4.3 W/L인 경우 기상 황화수소는 6.2%, 암모니움 이온은 0% 제거율을 나타내었다. 반면 비에너지 투입률 7.1 W/L인 경우 기상 황화수소 93%, 암모니움 이온 21%의 처리율을 나타내어, 비에너지 투입률 증가에 따라 기상 황화수소의 처리율이 급격히 상승하였다. 또한 비에너지 투입률 21.4 W/L인 경우 황화수소는 100%의 처리율을, 암모니움 이온은 67%의 처리율을 나타내었다.

동일 비에너지 투입시 기상 황화수소의 처리율이 암모니움 이온에 비해 높은 이유는 암모니움 이온이 아질산염(NH₄⁺ → NO₂⁻, ΔG=86.08 kJ/mol)과 질산염(NH₄⁺ → NO₃⁻, ΔG=84.95 kJ/mol)으로 산화되는데 필요한 에너지(Gibb's free energy)보다 황화수소 이온이 황산이온(HS⁻ → SO₄²⁻, ΔG=29.00 kJ/mol)으로 산화되는데 필요한 에너지값이 더 적기 때문으로 판단된다. (Sawyer *et al.*, 2005) 또한 기상 황화수소의 경우 비에너지 투입률 5~10 W/L를 범위에서 극격한 처리율 상승이 관찰되지만, 암모니움 이온의 경우 최소 20 W/L이상의 비에너지 투입을 유지해야 60% 수준의 처리율을 나타내며 처리율 변화가 비에너지 투입률에 1차적인 반응특성을 나타내었다. 결과적으로 산화전리수 시스템을 설계 적용할 때에는 대상 악취물질에 따라 에너지 투입률을 주의 깊게 결정하여야 하며, 과도한 에너지 투입이나 낮은 제거효율이 나타나지 않도록 한계 비에너지 투입률(threshold energy input)을 실험적으로 결정할 필요가 있다.

4. 결 론

환경기초시설물의 악취발생 특성은 토사/유기퇴적물 같은 악취 전구물질(odorous precursors)이 혐기상태에서 환원반응을 거쳐 발생하는 과정을 거친다. 본 연구에서는 산화전리수 반응(electrolytic oxidation process)를 적용하여 유기 퇴적물을 함유한 하수의 악취 전구물질과 악취를 동시에 처리하고자 하였으며, 그에 따른 악취발생량 변화를 확인하였다.

1. 허용 전류(Ampere)는 전극 간격에 반비례관계를 가지는 것으로 나타났으며, 입력 전압과 허용전류에 의한 소비전력을 단위 부피로 정량화한 비에너지 투입률은 그 값이 높아질수록 산화반응이 빠르게 진행되었다. 비에너지 투입률이 증가하면 반응조의 온도가 상승하고, 산화환원전위가 증가하여 악취 발생량이 급격히 떨어진다.

2. 산화전리수 장치의 전극 간격 1 cm에 대하여 입력 전압 30 V일 때, 악취물질인 기상 황화수소(H₂S)의 농도는 30분 이내에 검출되지 않았다. 같은 조건의 액상의 황산이온(SO₄²⁻)은 최대 3배 이상 증가하여, 악취 전구물질의 산화반응이 원활하게 일어나는 것을 확인하였다.

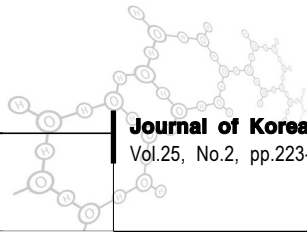
3. 암모니움 이온의 경우 기상 황화수소에 비해 높은 산화에너지(Gibbs free energy) 값을 가지며, 따라서 비에너지 투입률에 따른 처리율이 다소 낮았다. 따라서 퇴적층 내 암모니움 이온 처리율 상승을 위해서는 더 높은 소비전력이 필요할 것으로 판단된다. 결과적으로 산화전리수 장치를 적용할 때에는 대상 악취물질에 따라 한계 비에너지 투입률(threshold energy input)을 실험적으로 결정할 필요가 있다.

감사의 글

본 연구는 서울시 산학연협력사업(NT080613)의 지원을 통해 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참고문헌

- 환경부, (2008) 하수도 통계
- Benjamin, M. M. (2005) Water chemistry. Mc Graw Hill. pp. 467.
- Devesa, F., Comas, J., Turon, C., Freixo, A., Carrasco, F., and Poch, M. (2009) Scenario Analysis for the Role of Sanitation Infrastructures in integrated Urban Wastewater Management. *Environmental Modelling & Software*. **24**(3), pp. 371-380.
- Eskicioglu, C., Prorot, A., Marin, J., Droste, R. L., and Kennedy, K. J. (2008) Synergetic Pretreatment of Sewage Sludge by Microwave Irradiation in Presence of H₂O₂ for enhanced Anaerobic Digestion. *Water Research*. **42**(18), pp. 4674-4682.
- Guo, J. C. Y. (2000) Design of Grate Inlets with a Clogging Factor. *Advances in Environmental Research*. **4**(3-4), pp. 181-186.
- Malik, M. A., Ghaffar, A., and Malik, S. A. (2001) Water Purification by Electrical Discharges. *Plasma Sources Science and Technology*. **1**(1), pp. 82-91.
- Mascia, M., Vacca, A., Palma, S., and Polcaro, A. M. (2007) Kinetics of the Electrochemical Oxidation of Organic Compounds at BDD Anodes : Modelling of Surface Reactions. *Journal of Applied Electrochemistry*. **37**(1),



- pp. 71–76.
- Nielsen, S. B., and Elle, M. (2000) Assessing the Potential for Change in Urban Infrastructure Systems. *Environmental Impact Assessment Review*, **20**(3), pp. 403–412.
- Noyola¹, A., Sagastume¹, J. M. M., and Hernandez, J. E. L. (2006) Treatment of Biogas produced in Anaerobic Reactors for Domestic Wastewater: Odor Control and Energy/Resource Recovery. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **5**(1), pp. 93–114.
- Rudolf, M., Rousar, I., and Krysa, J. (1995) Influence of Ion Migration on Cathodic Reduction of Hypochlorite Anions. *Electrochimica Acta*, **40**(2), pp. 169–174.
- Satoh, H., Odagiri, M., Ito, T., and Pkabe, S. (2009) Microbial Community Structure and in situ Sulfate-reducing and Sulfur-oxidizing Activities in Biofilms developed on Mortar Specimens in a corroded Sewer System. *Water Research*, **43**(18), pp. 4729–4739.
- Sawyer, C. R., McCarty, P. L. and Parkin, G. F. (2005) Chemistry for Environmental Engineering and Science Fifth Edition. Mc Graw Hill. pp. 22.
- Song, J. H. (2007) Biofilter Technology for Odor Control. *Korean Journal of Odor Research and Engineering*, **6**(4), pp. 246–253.
- Van Groenestijn, J. W., and Kraakman, N. J. R. (2005) Recent Developments in Biological Waste Gas Purification in Europe. *Chemical Engineering Journal*, **113**(2–3), pp. 85–91.